PARTS OF THE ORIGINAL DOCUMENT

ARE OF POOR REPRODUCTIVE QUALITY

CERTAINES PARTIES DU DOCUMENT ORIGINAL

SONT DE PIÈTRE QUALITÉ DE REPRODUCTION

#1554

Effets des précipitations acides sur les écosystèmes lacustres et fluviaux du Québec: Rétrospective des activités de recherche du ministère des Pêches et des Océans (1981-1985)

Division de l'Habitat du poisson

Direction des Sciences Biologiques
Ministère des Pêches et des Océans
850 Route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli, (Québec) G5H 3Z4

Fisheries & Oceans
LIBRARY
AOU 12 198
BIBLIOTHÈQUE
Pêches & Océans

Juin 1987

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques No 1554

SH
223
F3C

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications complètes. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la revue *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*, et ils sont classés dans l'index annuel des publications scientifiques et techniques du Ministère.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts* and indexed in the Department's annual index to scientific and technical publications.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

SH
223
F3C
#1554
C.3

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques
No 1554

Juin 1987

Effets des précipitations acides sur les écosystèmes lacustres et fluviaux du Québec: rétrospective des activités de recherche du ministère des Pêches et des Océans (1981-1985)

Division de l'habitat du poisson

Institut Maurice-Lamontagne
Ministère des Pêches et des Océans
850, route de la Mer
C.P. 1000
MONT-JOLI (Québec)
G5H 3Z4

Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1986
No de catalogue Fs 97-6/1554F ISSN 0706-6570

On devra référer comme suit à cette publication:

Ministère des Pêches et des Océans. 1987. Effets des précipitations acides sur les écosystèmes lacustres et fluviaux du Québec: rétrospective des activités de recherche du ministère des Pêches et des Océans (1981-1985). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1554: x + 68 p.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES ANNEXES	viii
RÉSUMÉ	ix
ABSTRACT	ix
PRÉFACE	x
INTRODUCTION	1
MANDAT ET ACTIVITÉS DE RECHERCHE DU MPO-QUÉBEC	1
QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE DES SYSTÈMES AQUATIQUES	2
ÉTUDES EFFECTUÉES EN MILIEU LACUSTRE ET FLUVIAL	5
Milieu lacustre	9
Milieu fluvial: inventaires	17
Milieu fluvial: études spécifiques	21
CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DES COMMUNAUTÉS AQUATIQUES	32
INVERTÉBRÉS	32
Phytoplancton	32
Zooplancton	36
Benthos	40
ICHTYOFAUNE	42
Caractérisation de la communauté ichtyenne	43
Survie des oeufs et alevins de salmonidés *in situ*	45
Effets toxiques des métaux	52

TABLE DES MATIÈRES (suite)

Page

CONCLUSION 53

PROSPECTIVE 55

RIVIÈRES À SAUMON DE LA CÔTE-NORD 57

MILIEUX LACUSTRES 57

REMERCIEMENTS 58

RÉFÉRENCES 58

ANNEXE 64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1	Activités réalisées dans les milieux lacustres du Québec par le ministère des Pêches et des Océans (1981-1985)	3
2	Activités réalisées dans les rivières à saumon de la Côte-Nord par le ministère des Pêches et des Océans (1981-1985)	4
3	Nombre de lacs échantillonnés pour la qualité physico-chimique (inventaires 1981-1983)	6
4	Rivières à saumon échantillonnées dans le cadre du programme de Pêches et Océans, 1981-1985. (Tiré de Walsh et Vigneault, 1986)	7
5	Composition physico-chimique de lacs du bouclier canadien (Québec) échantillonnés à l'été 1982: moyennes régionales (Adapté de Langlois et al., 1985)	10
6	Classification des lacs selon trois zones d'exposition aux sulfates atmosphériques et selon leur rapport alcalinité/sulfates	15
7	Répartition du nombre de rivières à saumon inventoriées selon leur appartenance à la Haute, Moyenne et Basse Côte-Nord et selon trois classes de valeurs moyennes annuelles des paramètres physico-chimiques. (D'après Walsh et Vigneault, 1986)	18
8	Compositions chimiques moyennes provenant des analyses de quatre podzols humo-ferriques récoltés à quatre stations sur le bassin versant de la rivière Cassette. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986)	24
9	Composition physico-chimique de la précipitation et de la neige au sol en clairière et sous couvert forestier. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986)	26
10	Bilan hydrochimique sur le bassin de la rivière Cassette. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986)	27

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
11	Nombre de lacs échantillonnés pour le phytoplancton (PH), le zooplancton (ZO), le benthos (BE) et le poisson (PO). (Inventaires et études spécifiques 1981-1983)	33
12	Résumé du déroulement des opérations et des résultats obtenus lors des incubations *in situ* réalisées par Leclerc *et al.* (1984)	48

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1	Localisation géographique des rivières à saumon inventoriées au cours de la période 1981-1985. (Tiré de Walsh et Vigneault, 1986)	8
2	Répartition géographique des lacs selon leur concentration en sulfates (µéq/l). (Tiré de Langlois et al., 1985)	12
3	Répartition géographique des lacs selon leur rapport alcalinité/sulfates. (Tiré de Langlois et al., 1985)	14
4	Évolution temporelle du débit ainsi que des concentrations de calcium, de sulfates, de nitrates et d'ions hydrogènes pour la rivière Ste-Marguerite. (Tiré de Brouard et al., 1982)	22
5	Évolution temporelle du débit, du pH ainsi que des concentrations de calcium, bicarbonates et sulfates pour la rivière Cassette: printemps 1984. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986)	28
6	Évolution temporelle de la spéciation de l'aluminium dans les eaux de surface de la rivière Cassette: printemps 1984. (Tiré de Campbell et al., 1984)	29
7	Variation saisonnière des apports atmosphériques et des charges exportées de nitrates, de sulfates et de calcium, pour la rivière Cassette: 1983-1984. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986)	31
8	Phytoplancton. Nombre moyen de genres et abondance totale moyenne par classe de pH. (Tiré de Langlois et al., 1983)	34
9	Nombre moyen d'espèces de zooplancton par classe de pH. (Tiré de Langlois et al., 1983)	38
10	Abondance relative des différents groupes de zooplancton en fonction du pH. (Tiré de Langlois et al., 1983)	39

LISTE DES FIGURES (suite)

Figure		Page
11	Nombre total d'individus et biomasse (poids sec) du benthos selon le pH. (Tiré de Langlois *et al.*, 1983)	41
12	Poissons. Rendement de pêche et richesse spécifique par classe de pH. (Tiré de Langlois *et al.*, 1983)	44
13	Relation entre le taux instantané de mortalité (Z) et le pH à la petite charge du lac Parke au cours du printemps 1982. (Tiré de Leclerc, 1982)	47
14	Pourcentage de mortalité abiotique en fonction du nombre de jours de développement dans le tributaire acide (pH 4.4), dans l'émissaire acide (pH 4.8) et dans le milieu témoin (pH 6.8). (Tiré de Leclerc *et al.*, 1984)	49
15	Variation temporelle des taux de mortalité cumulative pour les oeufs de saumons incubés dans les auges de la rivière Cassette. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986)	51
16	Répartition des ressources budgétaires 1981-1985 et prévisions pour la période 1986-1990	56

LISTE DES ANNEXES

	Page
Rapports et publications du MPO-Québec	65

RÉSUMÉ

Ministère des Pêches et des Océans. 1987. Effets des précipitations acides sur les écosystèmes lacustres et fluviaux du Québec: rétrospective des activités de recherche du ministère des Pêches et des Océans (1981-1985). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1554: x + 68 p.

Ce document présente une rétrospective des activités de recherche réalisées au Québec par le ministère des Pêches et des Océans dans le cadre de son programme d'étude des précipitations acides. Des inventaires physico-chimiques de lacs ont permis de circonscrire les zones du bouclier précambrien les plus sensibles et les plus affectées par l'acidification. On résume brièvement les résultats de l'étude de la réponse d'un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins face aux retombées atmosphériques. On synthétise également les inventaires des communautés d'invertébrés et de poissons ainsi que les résultats des expériences menées sur le terrain (teneurs en métaux dans les chairs; incubation d'oeufs et d'alevins de salmonidés) et en laboratoire (dose létale et d'évitement de l'aluminium). On présente finalement une prospective du prochain programme quinquennal de recherche.

ABSTRACT

Ministère des Pêches et des Océans. 1987. Effets des précipitations acides sur les écosystèmes lacustres et fluviaux du Québec: rétrospective des activités de recherche du ministère des Pêches et des Océans (1981-1985). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1554: x + 68 p.

This document reviews the research activities realized in Québec by the department of Fisheries and Oceans within its program on acid precipitation. Lake physico-chemical surveys permitted the circumpscription of the areas of the Precambrian Shield that are the most sensitive and affected by acid precipitation. We briefly summarize the results from a study of the response to acid precipitation of a subwatershed of the Des Escoumins River. We also synthesize the surveys of invertebrate and fish communities as well as the results from experiments conducted in the field (flesh metal concentrations; incubation of salmonid eggs and fry) and in the laboratory (lethal and avoidance doses of aluminium). Finally, we present a prospective of the next quinquennal research program.

PRÉFACE

Dans le cadre de son programme de recherche sur les effets des précipitations acides en milieu aquatique, le ministère des Pêches et des Océans a entrepris de faire une rétrospective des connaissances scientifiques acquises au Québec par la Division de l'habitat du poisson durant la période 1981-1985. Ce rapport a été préparé par M. Denis Brouard de la firme Gilles Shooner et Associés Inc. ainsi que M. Marius Lachance de l'Institut National de Recherche Scientifique. M. Yvan Vigneault a agi comme délégué scientifique pour le ministère des Pêches et des Océans. MM. André Ahern et Ghislain Verreault, du même Ministère, ont collaboré à la préparation de ce document.

INTRODUCTION

Dans le contexte de la recherche sur les précipitations acides au Québec, le ministère des Pêches et des Océans (MPO) étudie depuis 1981 les répercussions du Transport à Grande Distance des Polluants Aéroportés (TGDPA) sur le poisson et son habitat. Devant l'ampleur du phénomène des précipitations acides et la menace que présente ce problème sur les milieux aquatiques sensibles du bouclier canadien, un grand nombre d'activités de recherche ont été réalisées à date. Les efforts de recherche ont porté principalement sur l'évaluation des effets des précipitations acides dans les milieux aquatiques du Québec et sur la compréhension des mécanismes physiques, chimiques et biologiques par lesquels l'acidification des habitats aquatiques affecte les communautés biologiques, principalement les poissons.

Au terme de ces cinq années d'effort de recherche, MPO-Québec a jugé opportun de procéder à une rétrospective de l'ensemble de ses activités de recherche réalisées au Québec jusqu'à ce jour. Un tel examen s'avère une étape indispensable dans l'évaluation de son programme de recherche et pour le choix éventuel de nouvelles orientations.

Les activités de recherche qui font l'objet d'une rétrospective seront examinées avec les objectifs suivants:

- la mise en évidence des connaissances acquises sur les phénomènes chimiques et biologiques qui sont susceptibles d'être affectés par l'acidification des habitats aquatiques;

- l'intégration de l'ensemble des connaissances permettant d'établir un diagnostic de l'effet des précipitations acides sur les écosystèmes lacustres et fluviaux du Québec;

- l'utilisation et l'intégration des connaissances acquises au cours de ces cinq années d'étude pour l'établissement éventuel d'un réseau de surveillance écologique.

MANDAT ET ACTIVITÉS DE RECHERCHE DU MPO-QUÉBEC

Le MPO, selon sa charte, a la responsabilité constitutionnelle d'assurer la réglementation, la protection et la préservation des pêcheries canadiennes (en mer et dans les eaux intérieures). Cette responsabilité sectorielle du MPO concerne non seulement les organismes aquatiques mais aussi la qualité de leurs habitats.

Les activités de recherche réalisées dans le cadre du problème des précipitations acides visent donc essentiellement à assumer les deux mandats prioritaires du MPO eu égard aux effets de l'acidification du milieu sur la faune aquatique. Le premier mandat consiste à protéger les espèces de poissons dulçaquicoles et anadromes tandis que le second vise à assurer la pérennité des ressources en poissons d'intérêts sportif et commercial pour le bénéfice de la société canadienne et de son économie.

Selon un point de vue général, les activités réalisées au Québec par le MPO l'ont été dans le cadre du programme de recherche du TGDPA. L'objectif de base du MPO-Québec rejoint donc l'objectif national, c'est-à-dire, la production d'informations scientifiques nécessaires à l'évaluation des effets des précipitations acides dans les milieux aquatiques qui sont susceptibles d'aider à réduire les émissions de polluants atmosphériques à la source.

À un niveau plus spécifique, on peut distinguer les objectifs du MPO-Québec selon quatre volets:

- évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau des lacs et des rivières du Québec;

- compréhension des effets de la modification de la qualité des habitats aquatiques sur les communautés biologiques;

- mesure de l'impact de l'acidification sur la reproduction et sur la survie des populations de poissons d'intérêts sportif et commercial;

- évaluation de la toxicité des métaux sur les poissons sous différentes conditions de stress acide.

Ces différents objectifs du MPO-Québec visent finalement à produire des réponses scientifiques adéquates aux questions suivantes:

- quelle est la situation particulière des milieux lacustres du Québec soumis aux précipitations acides?

- quelle est la situation particulière des rivières à saumons du Québec soumises aux précipitations acides?

- quels sont les mécanismes spécifiques physiques-chimiques-biologiques interreliant l'altération chimique des habitats aquatiques et l'altération (structure et fonction) des différentes communautés biologiques indigènes, particulièrement les poissons?

L'ensemble des études réalisées sous l'égide du ministère des Pêches et des Océans peuvent être classifiées selon quatre groupes distincts: inventaires bio-physiques, études spécifiques in situ, études spécifiques en laboratoire, et réseau de surveillance écologique.

Nous avons regroupé aux tableaux 1 et 2, ces études selon qu'elles ont porté sur des écosystèmes lacustres ou fluviaux. Nous retrouvons dans ces tableaux la mention des organismes chargés de l'exécution des travaux de même qu'une référence aux rapports (P pour rapports techniques et R pour rapports internes) qui rendent compte des études réalisées (annexe 1). Ces activités décrites aux tableaux 1 et 2 seront examinées dans l'ordre suivant:

- qualité physico-chimique des systèmes aquatiques;

- caractéristiques biologiques des communautés aquatiques;

- réseau de surveillance écologique des rivières à saumons.

QUALITÉS PHYSICO-CHIMIQUE DES SYSTÈMES AQUATIQUES

Devant le manque d'informations sur la qualité physico-chimique, le ministère des Pêches et des Océans a procédé, au cours des années 1981-1983 à un vaste programme d'inventaires de la qualité physico-chimique de lacs du bouclier précambrien et de rivières à saumon de la Côte-Nord (Tableau 1). Ces cours d'eau sont tous situés (à l'exception de trois lacs du Bas-Saint-Laurent) dans le territoire québécois identifié comme très sensible à l'acidification (Altshuller et McBean, 1980;

Tableau 1. Activités réalisées dans les milieux lacustres du Québec par le ministère des Pêches et des Océans (1981-1985).

Cadre d'activité	1981	1982	1983		1984	1985
Ia) Inventaires physico-chimiques	198 lacs (sept.-oct.) inventaire national (P2[1])	251 lacs (août-sept.) inventaire national (P10[1])	50 lacs (été) Maniwaki: Sept-Iles: Schefferville (R14,R15[1])	13 lacs (été) Outaouais: Gaspésie Côte-Nord (P9[1])		
Ib) Inventaires biologiques						
Phytoplancton	176 lacs (R6, R7[1])	54 lacs (R9[1])	50 lacs			
Zooplancton	37 lacs (R2[1])	54 lacs (R3[1])	50 lacs			
Poissons	38 lacs (P5[1])	54 lacs (R8[1])	50 lacs	14 lacs		
Benthos	35 lacs (R5[1]) (P2[1])	54 lacs (R5[1]) (R16[1])	50 lacs (R14, R15[1])	(P9[1])		
II- Études spécifiques "in situ"	Étude mortalité oeufs et alevins d'omble de fontaine Portneuf: 1981-82; Zac des Martes: 1982-83 (P7, R21[1])					
		Étude de la population d'omble de fontaine (lac Laflamme) (Automne 1982; Printemps 1983; Été 1983; Automne 1983) (P8[1])			Étude de la survie des oeufs et alevins d'omble de fontaine au lac Laflamme en période de fonte (Automne 1984: hiver et printemps (1985)	
			Étude comparative de la biologie (phytoplancton, zooplancton) de 2 groupes de lacs de l'Outaouais (Été 1983) (R4, R10[1])			
III- Études spécifiques en laboratoire		Datation biochimique d'oeufs morts par la méthode de focalisation isoélectrique (P7, R11[1])				

[1] Annexe 1

Tableau 2. Activités réalisées dans les rivières à saumons de la Côte-Nord par le ministère des Pêches et des Océans (1981-1985).

Cadre d'activité	1981	1982	1983	1984	1985
I- Inventaire biophysiques		Échantillonnage mensuel de 23 rivières de la Haute et Moyenne Côte-Nord (juin 81 - juillet 82) (R22[1])	Échantillonnage périodique de 21 rivières de la Haute, Moyenne et Basse Côte-Nord (R12, R22[1])		
II- Études spécifiques <u>in situ</u>	Échantillonnage physico-chimique de 4 rivières à saumons de la Haute Côte-Nord. (Hiver 80: Printemps-Eté 81) (SAGE INC.) (P1[1])	Échantillonnage physico-chimique printanier, secteur amont de la rivière des Escoumins (SHOONER INC.) (P4[1])	Mise en opération d'un site expérimental sur la rivière Cassette (bassin des Escoumins) modélisation du cycle d'impact chimique et effets consécutifs sur le saumon (1983-84) Étude de la mortalité et de la bio-accumulation de Al et Mn chez des oeufs et alevins de saumon. (automne-hiver-printemps 1983-84) (P11[1]) (R17, R18, R19[1])		
III- Études spécifiques en laboratoire		Écotoxicologie de l'aluminium pour le saumon et l'omble de fontaine: 1 (P3[1])	Bio-accumulation de Al et Mn chez des oeufs et alevins de saumons (P11, R18[1])	Spéciation de l'aluminium rivière Cassette (printemps 1984) (R13[1])	
IV- Réseau de surveillance				Échantillonnage périodique de 17 rivières de la Haute, Moyenne et Basse Côte-Nord (MPO) (R22[1])	
				Surveillance biologique: - activités respiratoires des bactéries et champignons - communautés macro-benthiques - oeufs et alevins du saumon (P13, P14, R23[1])	

[1] Annexe 1

Shilts, 1981, Harvey et al., 1981). Tout ce territoire est compris sur le bouclier canadien, au sud du 52e parallèle et sur la rive nord du Saint-Laurent.

ÉTUDES EFFECTUÉES EN MILIEU LACUSTRE ET FLUVIAL

À la fin de l'été 1981, le MPO (Langlois et al., 1983) a procédé à l'échantillonnage de 198 lacs de tête de bassin répartis suivant cinq régions hydrographiques: l'Outaouais, la Mauricie, le Saguenay-Lac-St-Jean, la Côte-Nord et l'Abitibi-Baie-James et regroupés selon 17 bases d'opération (Tableau 3).

Une deuxième campagne d'échantillonnage a eu lieu durant l'été 1982 pour compléter et raffiner les informations recueillies en 1981 (Langlois et al., 1985). En particulier, cette seconde campagne visait à augmenter la représentativité du territoire d'une part, par la sélection de lacs dans des régions non couvertes en 1981 (Tableau 3) et d'autre part, par l'échantillonnage de plusieurs catégories de lacs. Parmi les 251 plans d'eau échantillonnés en 1982, respectivement 38 et 17 lacs sont de 2e et 3e ordres, tandis que 24 lacs drainent des tourbières. En outre, l'inventaire 1982 comprend 102 lacs qui ont déjà été échantillonnés en 1981. Au total, c'est donc plus de 350 lacs qui ont été échantillonnés au cours de ces deux années.

En 1983, deux campagnes d'échantillonnage à objectifs plus spécifiques (Tableau 1) sont venus s'ajouter aux campagnes précédentes. Les inventaires physico-chimiques réalisés dans ces deux campagnes d'échantillonnage ont été effectués dans un but complémentaire à des inventaires biologiques. La première campagne 1983, menée conjointement par le MPO et le Service canadien de la faune (SCF) avait pour but d'étudier les relations trophiques dans les lacs du Québec; cette campagne comprenait 50 lacs répartis dans quatre régions différentes (Tableau 3) selon leur niveau d'exposition aux apports atmosphériques acides et selon leur niveau de sensibilité à l'acidification (Pope et al., 1985).

La deuxième campagne d'échantillonnage 1983 visait à caractériser les habitats de l'omble chevalier du Québec (Le Jeune et al., 1984). Cet inventaire comprenait 13 lacs répartis sur un certain nombre de régions du Québec (Tableau 3).

Au cours de la période 1981-1985, 33 rivières à saumon de la Haute, Moyenne et Basse Côte-Nord ont été échantillonnées sur une base régulière à une fréquence soit mensuelle, soit saisonnière (Tableau 4 et Figure 1). L'échantillonnage qui comprenait 23 rivières en 1981-1982, a été modifié au cours des deux années subséquentes:

- en 1982-1983 pour inclure des rivières de la Basse Côte-Nord (Brouard, 1984);
- en 1984-1985 pour compléter l'inventaire spatial et pour augmenter la densité de stations sur quelques rivières représentatives d'un gradient d'acidité et de sensibilité (Walsh et Vigneault, 1986). Cet échantillonnage a été intégré, par la suite, aux activités réalisées dans le cadre du réseau de surveillance écologique (cf section 3.5).

Parallèlement à ces campagnes d'échantillonnage, des études spécifiques en rivières (Tableau 2) ont été réalisées:

Tableau 3. Nombre de lacs échantillonnés pour la qualité physico-chimique (inventaires 1981-1983).

Régions du Québec (bases opérationnelles)	1981	1982	1983	
			a	b
Schefferville			13	
Blanc-Sablon	7	12		
Natashquan	10			
Havre Saint-Pierre	10	17		2
Sept-Iles	12	12	6	2
Baie-Comeau	10			2
Manicouagan	10	18		
Gagnon	11	9	5	
Chute-des-Passes	13	20		
Alma	12	10		
Roberval	12	10		
La Tuque	15	19		
Québec	8			1
Maniwaki	19	37	26	3
Clova	12	10		
Senneterre	9	10		
Chapais	16	30		
Némiscau	12	17		
Saint-Michel-des-Saints		10		
Lac Albanel		10		
Rimouski				3
TOTAL	198	251	50	13

Tableau 4. Rivières à saumon échantillonnées, dans le cadre du programme de Pêches et Océans, 1981-1985 (tiré de Walsh et Vigneault, 1986).

Rivières	Bassin de drainage (km^2)	Nombre de stations				
		81	82	81-82	82-83	84-85
Charlevoix						
Petit Saguenay	817	1				
Saguenay Lac St-Jean						
Ste-Marguerite	2 132	1			1	
Haute Côte-Nord						
des Escoumins	798	1	6	1	1	1
des Petits Escoumins	139	1				
Laval	648			1		6
Barsimis	18 700			1	1	
aux Outardes	19 062			1	1	
Manicouagan	45 843			1	1	
Mistassini	165			1		1
Godbout	1 575			1	1	
de la Trinité	562			1		6
Petite Trinité	198			1		
au Calumet	103			1		
aux Rochers	4 170			1		1
Moyenne Côte-Nord						
Moisie	19 192			1	1	
Matamec	684			1	1	6
Pigou	172			1		1
Tortue	793			1		
aux Graines	40			1		
à la Chaloupe	205			1		
au Tonnerre	694			1	1	1
Juptagon	218			1		1
Magpie	7 641			1	1	
St-Jean	5 594			1		
Mingan	2 344			1		
Romaine	14 349			1	1	
de la Corneille	559				1	1
Watshishou	1 065				1	1
Basse Côte-Nord						
Natashquan	16 110				1	
Musquaro	3 626				1	1
Olomane	5 439				1	
Etamamiou	3 030				1	1
du Petit Mécatina	19 580				1	1
du Gros Mécatina	992				1	
St-Augustin	9 894				1	
Fréquence des prélèvements		mois fonte: sem.	jour	mois		trimestre
Nombre de rivières		4	1	23	21	15

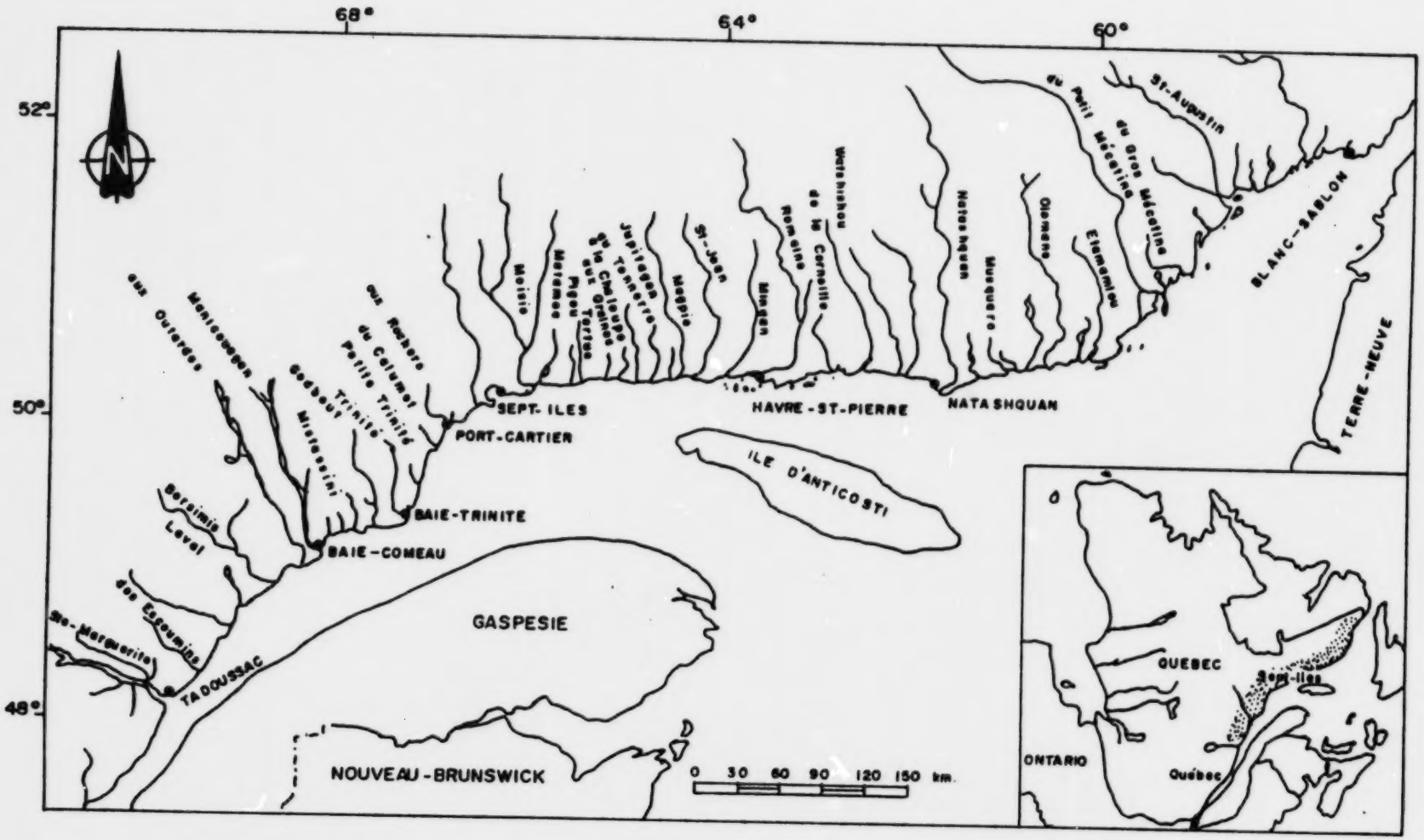


Figure 1. Localisation géographique des rivières à saumon inventoriées au cours de la période 1981-1985 (tiré de Walsh et Vigneault, 1986).

- au cours de 1981, un échantillonnage mensuel de quatre rivières à saumon de la Côte-Nord permettant une évaluation de leur sensibilité élevée à l'acidification (Brouard et al., 1982);

- au printemps 1982, un échantillonnage journalier de la qualité de l'eau dans la partie amont du bassin de la rivière des Escoumins, permettant d'évaluer l'influence des conditions hydro-météorologiques (Brouard et al, 1983);

- de novembre 1983 à octobre 1984, une étude intégrée des composantes biotiques et abiotiques d'un sous bassin versant de la rivière des Escoumins (rivière Cassette) (Brouard et Lachance, 1986).

Milieu lacustre

Les résultats obtenus dans le cadre des inventaires de lacs du bouclier permettent de décrire la variation spatiale de la qualité physico-chimique des eaux lacustres de cette partie du Québec située au sud du 52e parallèle. Plus précisément, ces résultats permettent d'identifier des zones de sensibilité plus ou moins grandes à l'acidification et de déceler à l'intérieur de ces zones une influence significative des apports atmosphériques sur la qualité physico-chimique des milieux lacustres.

Seuls les résultats de l'inventaire sont retenus pour fins d'interprétation en raison d'une meilleure représentativité du territoire à l'étude (251 lacs en 1982) et d'une plus grande précision dans les dosages chimiques. D'ailleurs, l'information obtenue des inventaires de 1981 et 1983 concorde bien avec celle tirée de l'inventaire 1982.

Le niveau de minéralisation des lacs, utilisé comme indice de la sensibilité aux effets de l'acidification, varie de façon assez importante dans certaines régions du Québec. Ainsi, on observe des valeurs particulièrement élevées de calcium, de magnésium et d'alcalinité pour les lacs des bases de Chapais et d'Albanel, ainsi que pour une partie des lacs de Maniwaki (Tableau 5) indiquant la présence de dépôts calcaires et de roches carbonatées dans ces régions. Cependant, si on examine le territoire du Québec dans son ensemble, on se rend compte que la majeure partie du territoire échantillonné, qui repose sur une assise de granite ou de gneiss granitique, a une faible capacité de résistance à l'acidification. En effet, plus de 72% des lacs échantillonnés en 1983 comportaient une alcalinité inférieure à 100 µéq/L, seuil considéré par beaucoup d'auteurs comme indicateur d'une sensibilité extrême à l'acidification (Bobée et al., 1982; OME, 1979).

Lorsqu'on considère particulièrement les lacs appartenant à une bande de territoire de 300 km de largeur environ s'étendant de l'Outaouais au Labrador selon un axe parallèle à la rive nord du Saint-Laurent (partie supérieure du tableau 5), on constate que la sensibilité à l'acidification, estimée à partir du niveau de minéralisation des lacs, augmente graduellement du sud-ouest vers le nord-est avec un maximum atteint dans la région de Sept-Iles. En effet, les teneurs de calcium et de magnésium diminuent graduellement de 347 et 98 µéq/L respectivement dans la région de Maniwaki à 34 et 13 µéq/L dans la région de Sept-Iles. Ces teneurs augmentent ensuite légèrement dans les régions de Havre Saint-Pierre et Blanc-Sablon. Ce gradient de minéralisation indique que des facteurs climatiques, pédologiques et physiographiques viennent s'ajouter aux caractéristiques géologiques du substrat rocheux pour expliquer la capacité de résistance à l'acidification.

Tableau 5. Composition physico-chimique de lacs du bouclier canadien (Québec) échantillonnés à l'été 1982: moyennes régionales (adapté de Langlois et al., 1985).

Bases opérationnelles	Nombre de lacs	Cond. (µS/cm)	Ca^{+2} (µéq/L)	Mg^{+2} (µéq/L)	Alcalinité (µéq/L)	SO_4^{-2} (µéq/L)	pH	Al (µg/L) *	Mn (µg/L) *	Couleur (u.H.)	Carbone org. dis. (mg/L)
Maniwaki	37	58,3	347,0	98,3	370,0	149,0	7,2	40,0	12,7	25,7	5,1
Saint-Michel-des-Saints	10	32,2	119,0	48,5	62,9	131,0	6,5	29,3	8,7	12,4	3,8
Clova	10	29,5	90,5	41,4	47,7	100,0	6,6	47,0	14,0	21,0	3,7
La-Tuque	19	28,9	93,4	34,3	50,9	103,1	6,3	81,2	13,8	39,8	7,4
Roberval	10	19,5	50,5	27,9	31,8	64,6	6,1	59,0	16,0	20,5	5,1
Alma	10	18,1	71,1	26,3	56,2	68,7	6,8	86,4	7,8	28,8	5,6
Chute-des-Passes	20	14,1	69,7	23,2	32,7	65,6	6,4	161,0	18,6	52,0	6,1
Manicouagan	18	12,7	55,7	22,9	31,9	59,0	5,9	157,0	11,4	53,8	6,9
Gagnon	8	12,9	60,7	24,9	56,9	37,0	6,7	85,8	3,3	12,2	3,4
Sept-Iles	12	13,3	34,4	13,5	11,7	45,1	5,5	170,5	13,2	42,9	6,9
Havre-Saint-Pierre	17	8,6	44,0	14,7	32,4	40,4	6,1	117,0	4,5	23,2	4,8
Blanc-Sablon	12	14,6	52,4	24,5	53,1	36,5	6,3	97,8	6,2	33,3	7,2
Senneterre	10	15,9	62,6	24,3	18,9	83,3	5,9	108,0	16,3	31,0	5,2
Némiscau	17	12,4	41,9	15,8	21,8	52,7	6,0	106,0	12,1	40,9	6,2
Chapais	30	34,8	235,0	141,0	329,0	60,4	7,1	52,6	13,6	41,8	6,3
Lac Albanel	10	20,0	119,1	48,5	113,0	56,2	7,1	105,0	14,4	28,5	5,6

* Formes totales mesurées sur des échantillons non filtrés.

La concentration en sulfates suit également une décroissance marquée du sud-ouest vers le nord-est (Figure 2 et Tableau 5). Dans la région de l'Outaouais (bases de Maniwaki et Saint-Michel-des-Saints), les concentrations en sulfates sont en moyenne deux fois plus élevées que celles des lacs du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Roberval, Alma, Chute des Passes) et de l'Abitibi-Baie-James (Nemiscau, Chapais, Lac Albanel) et quatre fois plus élevées que celles de la Côte-Nord (Gagnon, Sept-Iles, Havre-Saint-Pierre, Blanc-Sablon). Selon Harvey et al. (1981), la concentration naturelle en sulfates dans les lacs du bouclier canadien ne devrait pas dépasser 60 µéq/L et se situerait probablement autour de 30 µéq/L. Sur la Côte-Nord, les concentrations observées (36 à 45 µéq/L) se situeraient assez près de la concentration naturelle.

Dans les lacs du bouclier, les concentrations en sulfates sont considérées comme le meilleur indicateur de l'influence des apports atmosphériques sur la physico-chimie de l'eau. En raison de la composition chimique du substrat rocheux du bouclier (granite, gneiss granitique), l'apport géologique en sulfates est généralement faible; on ne dispose d'aucune indication permettant d'expliquer le gradient des sulfates observé pour les lacs du Québec, à partir de la géologie de la roche mère et des dépôts de surface. Par ailleurs, la corrélation hautement significative observée par Dupont et Grimard (1985) entre les sulfates dans les lacs du Québec et les sulfates dans les précipitations montre clairement l'influence déterminante de cette force de frappe atmosphérique. Les plus fortes concentrations en SO_4^{-2} dans les précipitations tout comme dans les lacs se retrouvent au sud-ouest et à l'ouest du territoire étudié, à proximité des principales sources d'émission d'anhydride sulfureux (SO_2), responsables de la transformation de H_2SO_4 dans les précipitations. Ces sources sont situées principalement à Rouyn Noranda au Québec, à Sudbury en Ontario et dans les états du "mid-west" américain. La présence de ce gradient en sulfates dans les lacs du Québec permet donc de déduire avec une certaine évidence que la concentration en sulfates dans les lacs aurait augmenté au cours des dernières décades suite à l'augmentation des émissions de SO_2.

Dans un milieu naturel non affecté par les précipitations acides, l'altération chimique des sols et des roches est due à l'action de l'acide carbonique sur les minéraux du bassin. Les principaux ions libérés sont alors les cations Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+} et K^{+} et l'anion HCO_3^{-}. Avec l'augmentation de l'acidité des précipitations due à la présence d'acides forts tels que H_2SO_4, il se produirait une accélération du processus d'altération des minéraux et une présence accrue de l'anion SO_4^{-2} dans les eaux de surface.

En l'absence de données historiques fiables, il est difficile à date de vérifier s'il y a eu une augmentation substantielle de la teneur en cations dans les eaux de surface des régions exposées. La présence d'un gradient des concentrations de calcium et de magnésium selon un axe NE-SO (Tableau 5) fournit une indication qu'un tel phénomène se produirait. Il faut cependant mentionner que d'autres facteurs tels que le climat, la texture et l'épaisseur des sols, la physiographie et la présence de végétation jouent également un rôle explicatif. Par exemple, l'altitude moyenne plutôt faible (242 m) des lacs de la région de Maniwaki peut expliquer en partie les fortes teneurs de calcium et de magnésium observées dans cette région (Tableau 5). Si on exclut les lacs drainant des tourbières et ceux dont l'altitude est inférieure à 240 m, la concentration moyenne de calcium des 13 lacs d'altitude élevée est de 182 µéq/L par rapport à la moyenne de 347 µéq/L pour les 37 lacs de la région de Maniwaki (Tableau 5). Notons que l'altitude de 240 m correspondrait au niveau original de l'ancien lac glaciaire Gatineau au moment de sa séparation de la mer de Champlain (Pope et al., 1985).

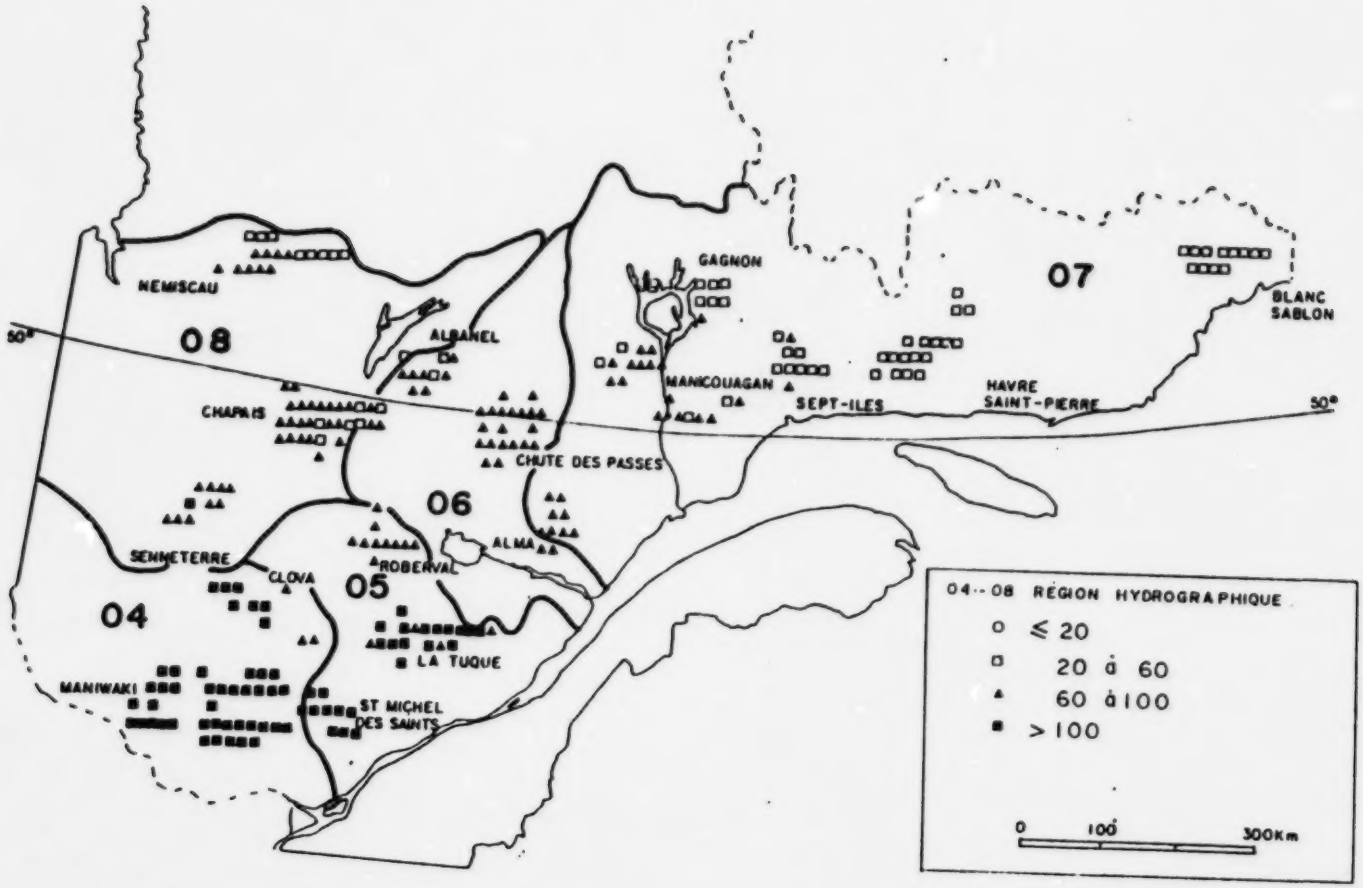


Figure 2. Répartition géographique des lacs selon leur concentration en sulfates (µéq/l). (Tiré de Langlois et al., 1985).

Le second effet du transport atmosphérique des composés de soufre est le remplacement progressif dans les eaux de surface des ions bicarbonates naturels par les ions sulfates provenant des précipitations. Cet effet peut être estimé par l'examen des rapports alcalinité/sulfates présentés à la figure 3. Pour l'ensemble des lacs étudiés, on considère que l'alcalinité constitue une bonne approximation de la concentration des ions bicarbonates. La majorité des lacs échantillonnés en 1982 ont un rapport alcalinité/ sulfates inférieur à 1,0. Seuls les lacs des régions de Chapais, d'Albanel et de Blanc-Sablon, de même qu'une partie des lacs de Maniwaki et de Gagnon ne semblent pas affectés par un excès de sulfates par rapport aux ions bicarbonates.

Si on groupe les lacs selon trois classes de sulfates (> 100, entre 50 et 100, < 50 µéq/L) et si on examine la répartition de leur rapport alcalinité/sulfates (Tableau 6), on obtient une indication du niveau d'affectation des lacs du Québec selon différents degrés d'exposition aux sulfates atmosphériques. Rappelons que ces trois zones peuvent également être classées selon un niveau de sensibilité moyenne (zone I), élevée (zone II) et très élevée (zone III). L'examen du tableau 6 montre que l'effet des précipitations acides se fait sentir sur les trois zones, mais à des degrés différents. Dans la zone I où la sensibilité des lacs est la plus faible, la forte exposition aux sulfates atmosphériques se traduit par une proportion très grande de lacs avec un rapport alcalinité/sulfates entre 0,25 et 1,0. Si on exclut les lacs de basse altitude de la région de Maniwaki, on retrouve 80% des lacs dans cette gamme. La zone II de sensibilité plus élevée comporte encore une forte proportion de lacs avec un rapport alcalinité/sulfates entre 0,25 et 1,0, mais ce rapport a une plus grande dispersion que dans la zone I. Dans la zone III où la sensibilité est très élevée, on retrouve en proportions égales des rapports inférieurs et supérieurs à l'unité. On voit donc que, sur l'ensemble du territoire québécois, les lacs sont affectés par les sulfates d'origine atmosphérique.

Lorsque la charge acide atmosphérique dépasse la capacité d'un bassin versant à neutraliser ces apports acides, le surplus d'ions H^+ est alors déversé directement dans le cours d'eau. Il se produit alors une perte d'alcalinité et une chute de pH. Ce phénomène est susceptible d'être rencontré dans les bassins versants où la roche mère est difficilement altérable et sur lesquels les dépôts de surface sont pratiquement inexistants (beaucoup d'affleurements rocheux).

Les lacs dans lesquels on a observé un pH inférieur à 5,5 sont peu fréquents (15) et se retrouvent presque tous dans la région de Manicouagan et de Sept-Iles où le contenu élevé en matière organique (couleur moyenne = 54 et 43 u.H. pour Manicouagan et Sept-Iles respectivement) peut expliquer ces faibles valeurs de pH. De façon générale, le pH observé au cours de cet inventaire est plus élevé que celui obtenu lors de deux inventaires précédents (Langlois et al., 1983; Bobée et al., 1982); cette différence peut difficilement être expliquée.

Les apports atmosphériques acides sont susceptibles de favoriser la dissolution des oxydes et des hydroxides de métaux tels que Al et Fe présents dans des sols et dans les roches du bassin versant (avec libération concommitante des métaux traces associés à ces phases). Il s'ensuit donc une mobilité accrue des ions métalliques dont certaines formes telles que Al^{+3} sont particulièrement toxiques pour les organismes aquatiques.

La solubilité de l'aluminium dans l'eau est très dépendante du pH. Elle est négligeable à un pH variant entre 5,5 et 6,5 dépendant des concentrations en matière

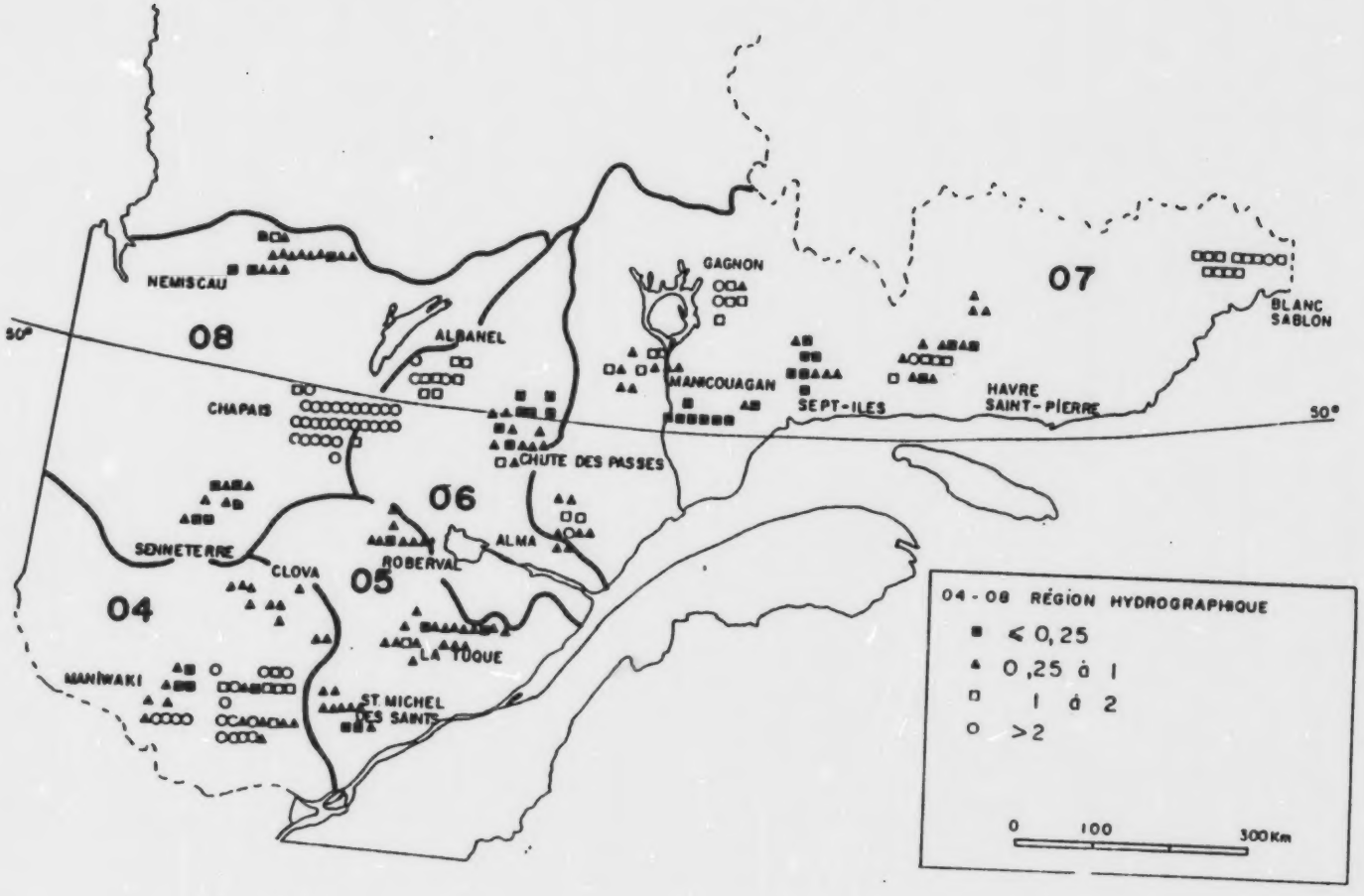


Figure 3. Répartition géographique des lacs selon leur rapport alcalinité/sulfates. (Tiré de Langlois et al., 1985).

Tableau 6. Classification des lacs selon trois zones d'exposition aux sulfates atmosphériques et selon leur rapport alcalinité/sulfates.

Zone (1)	Nombre de lacs	Rapport alcalinité/sulfates			
		< 0,25	0,25 à 1	1 à 2	>2
I	64	8 (12,5)	44 (68,8)	2 (3,1)	10 (15,6) (2)
II	58	15 (25,9)	34 (58,6)	8 (13,8)	1 (1,7)
III	50	10 (20,0)	15 (30,0)	21 (42,0)	4 (8,0)
ensemble	172	33 (19,2)	93 (54,1)	31 (18,0)	15 (8,7)

(1) - zone I ($[SO_4]$ > 100 µéq/L)
bases de Manlwaki, Saint-Michel-des-Saints, Clova et la Tuque (à l'exception des lacs de tourbières de la base de Manlwaki).

- zone II ($[SO_4]$ compris entre 50 et 100 µéq/L)
bases de Roberval, Alma, Chute-des-Passes et Manicouagan.

- zone III ($[SO_4]$ < 50 µéq/L)
bases de Gagnon, Sept-Iles, Havre Saint-Pierre et Blanc-Sablon.

(2) Sur les 10 lacs avec HCO_3/SO_4 > 2, neuf lacs ont une altitude inférieure à 240 m.

organique et elle augmente de part et d'autre (Driscoll et al., 1980). À pH 5,0-5,2, les formes Al^{+3}, $Al(OH)^{+2}$ et $Al(OH)_2^+$ sont prédominantes alors qu'à un pH supérieur à 6,5 on retrouve par ordre décroissant d'importance les formes $Al(OH)_4^-$, $Al(OH)_3$, $Al(OH)_2^+$ et $Al(OH)^{+2}$. Ajoutons que l'aluminium se retrouve aussi adsorbé sur des particules en suspension et complexé à de la matière organique dans les eaux naturelles à divers pH. La toxicité de l'aluminium est reliée à la forme inorganique labile. À des pH > 5,5, la fraction d'aluminium inorganique est très peu soluble et, par conséquent, non disponible. Au-dessous de ce seuil, la toxicité augmente toutefois rapidement.

Au cours de l'inventaire 1982 (Langlois et al., 1985), on a constaté que les lacs ayant les plus fortes teneurs en aluminium total se retrouvent principalement sur la Côte-Nord, soit dans les bases de Sept-Iles, Manicouagan, Chute-des-Passes et à un degré moindre Havre-Saint-Pierre (Tableau 5). On y trouve fréquemment des concentrations supérieures à 100 µg/L. Les lacs des bases du sud-ouest du Québec, qui sont exposées aux retombées acides les plus importantes, ont peu de lacs ayant des concentrations élevées. Ces résultats indiquent que les fortes concentrations d'aluminium rencontrées dans les lacs de la Côte-Nord seraient plutôt associées à un phénomène autre que celui de la mobilisation de l'aluminium par les précipitations acides. L'occurrence dans ces eaux d'une couleur élevée (couleur moyenne = 43, 54 et 52, u.H. pour les bases de Sept-Iles, Manicouagan et Chute des Passes respectivement) et d'une concentration plutôt élevée en carbone organique (moyenne respective de 6,9, 6,9 et 6,1 mg/L) est indicative de la présence de concentration élevée de matière organique. Dans ces lacs, l'aluminium serait donc principalement associé à la matière organique. Rappelons qu'en présence de matière organique, la toxicité létale de l'aluminium est considérablement atténuée (Van Coillie et al., 1983).

En résumé, il ressort des inventaires des lacs que la qualité physico-chimique des lacs du bouclier canadien est significativement influencée par les précipitations acides et que cette influence est particulièrement importante à l'ouest du Québec (Outaouais, Mauricie et Abitibi-Baie James). Cette influence se fait sentir principalement par un remplacement dans l'eau des lacs des bicarbonates naturels par les sulfates d'origine atmosphérique. L'examen des rapports alcalinité/sulfates dans les lacs montre que, malgré un gradient de sensibilité à l'acidification dans la direction inverse de celui des apports acides atmosphériques, l'effet se fait sentir, quoiqu'à des degrés divers, sur l'ensemble du territoire québécois. Ainsi, la zone comprenant les bases de Roberval, Alma, Chute-des-Passes et Manicouagan, malgré une plus faible exposition aux retombées atmosphériques, subit un effet aussi important sinon plus grand que la zone située plus au sud en raison d'une plus grande sensibilité. Plus de 80% des lacs considérés dans cette zone ont un rapport alcalinité/sulfates inférieur à 1. Même la zone correspondant à la Côte-Nord qui est faiblement exposée aux retombées atmosphériques acides subit une certaine influence puisque 50% des lacs considérés ont un rapport inférieur à l'unité.

Les données actuelles obtenues de l'inventaire 1982 ne permettent pas de relier de façon évidente l'acidité des lacs aux apports atmosphériques. Le nombre de lacs acides (pH < 5,5) est faible et ces lacs sont rencontrés principalement dans des régions faiblement exposées aux apports atmosphériques. Il est difficile à ce stade de dissocier les contributions respectives des sources naturelles d'acidité (acides organiques) et des apports atmosphériques.

Milieu fluvial: inventaires

L'inventaire physico-chimique de 33 rivières à saumon de la Côte-Nord a mis en évidence la haute sensibilité à l'acidification des rivières drainant cette partie du territoire québécois (Figure 1). La minéralisation y est aussi faible que celle des lacs de la région. En effet, la conductivité se situe en moyenne entre 13 et 29 µS/cm (Walsh et Vigneault, 1986); plus de 50% des rivières ont une conductivité moyenne inférieure à 20 µS/cm (Tableau 7). L'alcalinité, qui permet d'évaluer la capacité du bassin versant à neutraliser, au moyen du système des carbonates, les apports atmosphériques acides est également très faible. A l'exception de cinq rivières situées dans la partie sud de la Haute Côte-Nord et de la rivière Moisie sur la Moyenne Côte-Nord, toutes les autres rivières échantillonnées ont une alcalinité moyenne inférieure à 100 µéq/L. Ce seuil est généralement considéré comme indicateur d'acidification. Parmi ces rivières, 11 d'entre elles ont une valeur moyenne d'alcalinité pratiquement nulle (< 40 µéq/L). La plupart de ces rivières sont situées sur la Basse Côte-Nord et sur la partie est de la Moyenne Côte-Nord.

Les moyennes annuelles de l'alcalinité ne permettent pas d'évaluer pleinement la sensibilité des rivières, car ces moyennes masquent l'ampleur des variations saisonnières. Au printemps, suite à un apport massif d'ions H^+ provenant des eaux de fonte et des pluies abondantes à cette période de l'année, l'alcalinité subit des diminutions importantes et devient presque nulle sur la majorité des rivières considérées. On a trouvé que 30 rivières sur 33 avaient une valeur minimale d'alcalinité inférieure à 40 µéq/L (Walsh et Vigneault, 1986). Ces faibles valeurs d'alcalinité montrent que la capacité de neutralisation des bassins des rivières est à peine suffisante pour neutraliser les apports acides provenant des eaux de fonte et des pluies printanières.

L'importance des sulfates, comme indicateur des apports atmosphériques aéroportés, a été mise en évidence lors de l'examen des résultats des inventaires de lacs du Québec. Dans les rivières de la Côte-Nord, les teneurs moyennes en sulfates varient de 23 à 73 µéq/L suivant un gradient de l'ouest vers l'est. Une corrélation hautement significative entre les teneurs moyennes en sulfates et la longitude a été obtenue par Walsh et Vigneault (1986). Ce gradient dans les concentrations de sulfates qui se compare avec celui déjà observé à partir des lacs sur l'ensemble du Québec, confirme l'influence prépondérante des sources lointaines de polluants qui sont situées principalement en Ontario (Sudbury), au sud-ouest du Québec (Noranda) et dans les états du "mid-west" américain.

Les valeurs moyennes de sulfates les plus faibles (20 à 30 µéq/L), observées sur la Basse Côte-Nord, se situeraient probablement assez près du bruit de fond naturel. Harvey *et al.* (1981) ont estimé que la concentration naturelle en sulfates dans les rivières se situerait autour de 30 µéq/L. Au Nouveau-Québec, loin des sources majeures d'émission de soufre, Bobée *et al.* (1982) ont obtenu une valeur moyenne de 33 µéq/L pour 22 lacs. Des niveaux similaires (moyenne de 36,5 µéq/L) ont été obtenus par Langlois *et al.* (1985) pour des lacs situés près de Blanc-Sablon.

La géologie de la Côte-Nord pourrait fournir des indications sur l'origine de cette concentration naturelle dans les eaux de surface. Cependant dans cette région, on y retrouve une série de gneiss, comprenant des gneiss gris et granitiques, recoupés par des anorthosites, des roches charnochitiques, des roches acides et des gabbros. Ces roches sont difficilement altérables et contiennent généralement peu de soufre. Il semble peu probable que l'altération chimique des sols et des roches de la Côte-Nord contribue de façon substantielle à la teneur en sulfates dans les eaux drainant cette partie du Québec. L'observation de retombées atmosphériques humides

Tableau 7. Répartition du nombre de rivières à saumon inventoriées selon leur appartenance à la Haute, Moyenne et Basse Côte-Nord et selon trois classes de valeurs moyennes annuelles des paramètres physico-chimiques (d'après Walsh et Vigneault, 1986).

Région	Nombre de rivières	Conductivité (µS/cm)			Alcalinité (µéq/L)			Sulfates (µéq/L)			Alcalinité/sulfates		
		⩽ 20	20 à 25	> 25	⩽ 40	40 à 100	> 100	⩽ 30	30 à 50	> 50	⩽ 0,5	0,5 à 1,0	> 1,0
H.C.N.	12	5	4	3	2	7	3	0	4	8	0	7	5
M.C.N.	14	7	5	2	5	8	1	1	11	2	1	4	9
B.C.N.	7	6	1	0	4	3	0	6	1	0	2	1	4

Région	Nombre de rivières	pH			Couleur (u.H.)			Aluminium (µg/L)		
		⩽ 6,0	6,0 à 6,5	> 6,5	⩽ 30	30 à 40	> 40	⩽ 100	100 à 200	> 200
H.C.N.	12	0	5	7	3	3	6	0	2	10
M.C.N.	14	8	4	2	5	4	5	0	3	11
B.C.N.	7	2	5	0	2	3	2	0	4	3

H.C.N. Haute Côte-Nord
M.C.N. Moyenne Côte-Nord
B.C.N. Basse Côte-Nord

de 17 à 22 kg SO_4/ha-an (Brouard et Lachance, 1986; Grimard, 1984), combinée avec le fait que l'anion sulfate n'est généralement pas piégé sur le bassin versant (SNSF, 1980), vient supporter cette hypothèse que les sulfates sont essentiellement d'origine atmosphérique. La concentration naturelle dans les eaux de surface serait donc principalement attribuable aux sources naturelles éloignées (volcans, océans, régions marécageuses) et à la circulation générale du soufre dans la haute atmosphère (Canada-Etats-Unis, 1982). Les gammes de concentrations de sulfates observées sur la Moyenne et sur la Haute Côte-Nord, qui se situent en moyenne entre 1,5 et 2 fois respectivement celles retrouvées sur la Basse Côte-Nord, indiquent que les sources anthropiques de soufre contribueraient entre 25 et 50% de la teneur moyenne en sulfates dans les rivières de la Moyenne et de la Haute Côte-Nord.

Tel que mentionné plus haut, un des principaux effets de l'acidification d'un milieu aquatique par les précipitations est le remplacement progressif dans les eaux de surface des ions bicarbonates naturels par les ions sulfates provenant des précipitations (Bobée et al., 1982, Dickson, 1975). Le rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} fournit donc un indice de l'acidification si on garde à l'esprit toutefois que ce rapport comprend au dénominateur les sulfates d'origine naturelle et ceux d'origine anthropique.

Sur l'ensemble des rivières de la Côte-Nord, les rapports HCO_3^-/SO_4^{-2} calculés sur une base annuelle ont une gamme de variation étendue (Tableau 7). À l'exception de cinq rivières situées dans la partie sud-ouest de la Haute Côte-Nord et de la rivière Moisie, la plupart des rivières ont un rapport soit inférieur à 1,0, soit légèrement supérieur à l'unité. Etant donné les faibles valeurs moyennes d'alcalinité, une légère augmentation dans les retombées atmosphériques de sulfates, qui aurait pour effet d'augmenter les sulfates aux dépens des bicarbonates, pourrait faire diminuer considérablement ce rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} sur l'ensemble des rivières de la Côte-Nord. Par exemple, sur la Moyenne Côte-Nord, toutes les rivières, à l'exception de la rivière Moisie, auraient alors un rapport moyen inférieur à 1,0. D'ailleurs, si on examine les valeurs minimales de HCO_3^-/SO_4^{-2} présentées par Walsh et Vigneault (1986), on se rend compte de l'ampleur que pourrait prendre cette diminution. Toutes les rivières échantillonnées, à l'exception de la rivière Moisie, présentent une valeur inférieure à 1,0 à un moment du cycle annuel (généralement le printemps) suite à des fluctuations dans les apports provenant des eaux de fonte et des pluies.

La gamme des pH annuels rencontrés sur l'ensemble des rivières de la Côte-Nord (Tableau 7) est le reflet des faibles valeurs d'alcalinité rencontrées et de la faible minéralisation des eaux en général. Des concentrations relativement élevées d'anions organiques (36% de la somme des anions en moyenne selon Walsh et Vigneault, 1986) contribuent également à expliquer les faibles valeurs de pH généralement retrouvées.

Dans les milieux où l'alcalinité est faible et l'accumulation de neige en hiver importante, le pH subit des variations généralement importantes en période de fonte. Dans plusieurs rivières à saumon de la Côte-Nord, on a observé que le pH de l'eau a diminué de plus d'une unité au printemps suite à une libération massive des ions H^+ accumulés dans le manteau nival. Sur les rivières à saumon de la Côte-Nord, Walsh et Vigneault (1986) ont observé que 21 rivières sur 33 affichaient un pH minimum inférieur à 6,0 et que cette valeur de pH était généralement obtenue le printemps (dans 65% des cas). Parmi ces rivières (cf Figure 1), 11 ont un pH minimum inférieur à 5,5:

Haute Côte-Nord	Moyenne Côte-Nord	Basse Côte-Nord
Trinité aux Rochers	Matamec Pigou Tortue aux Graines à la Chaloupe Jupitagon	Musquaro Olomane du Gros Mécatina

Si on considère que des pH de l'ordre de 5,0 à 5,5 peuvent affecter le développement et l'éclosion des oeufs de Salmo salar, on a toutes les raisons de s'inquiéter. Il est possible, pour certaines rivières, que les niveaux de pH aient été encore plus faibles que ceux observés, si l'échantillonnage printanier avait été réalisé peu avant ou peu après le pic de la fonte. En outre, ces valeurs de pH ont été mesurées à l'embouchure des rivières; puisque la teneur en bicarbonates diminue généralement d'aval vers l'amont, il y a lieu de croire que des variations encore plus importantes de pH peuvent survenir dans les portions intermédiaires et supérieures des cours d'eau où sont situées généralement les frayères.

Les concentrations d'aluminium total (échantillons non filtrés) dans les rivières de la Côte-Nord sont généralement élevées. Les teneurs moyennes varient de 132 µg/L pour la rivière Etamamiou à 1382 µg/L pour la rivière Saint-Jean. La majorité des rivières (24 sur 33) ont des valeurs moyennes supérieures à 200 µg/L (Tableau 7). Les teneurs extrêmes (> 1000 µg/L) ont été surtout observées en Haute Côte-Nord sur les rivières Sainte-Marguerite nord-est, des Escoumins, Laval et particulièrement Saint-Jean dans la Moyenne Côte-Nord.

La spéciation de l'aluminium présent n'a pas été précisée. Compte-tenu des valeurs de couleur (entre 25 et 45 u.H. en moyenne; Tableau 7), et des teneurs de carbone organique dissous (entre 4 et 8 mg/L), ainsi que des niveaux de pH (> 5,5), la forme organique de l'aluminium est probablement prédominante sur la majorité des rivières. Sur le bassin de la rivière Cassette en période de fonte, Campbell et al. (1984) ont trouvé que l'aluminium organique + absorbé s'avérait la forme prédominante.

L'importance relative des formes d'aluminium inorganique monomère (Al^{+3}, hydroxides d'aluminium, fluorures d'aluminium) varie selon le pH. On peut présumer que les formes Al^{+3}, $Al(OH)^{+2}$ et $Al(OH)_2^+$ sont prédominantes à pH 5,0-5,2 alors qu'à un pH supérieur à 6,5, c'est la forme $Al(OH)_4^-$ qui est prépondérante. L'importance de ces formes d'aluminium dans les eaux des rivières de la Côte-Nord mériterait d'être étudiée en raison de la toxicité que représentent certaine formes telles que Al^{+3} pour la vie aquatique (Van Coillie et al. 1984).

En résumé, on peut retenir que l'ensemble des rivières à saumon de la Côte-Nord du Saint-Laurent présentent une sensibilité très grande aux effets de l'acidification en raison de la très faible minéralisation des eaux et de la faible capacité de tamponnement des bassins versants. Le gradient ouest-est dans les concentrations de sulfates indique que cette région est influencée par des sources lointaines de soufre situées au sud-ouest. Pour la majorité des rivières, les apports atmosphériques de sulfates se situeraient près de 20 kg SO_4/ha-an, qui est le seuil tolérable suggéré par le groupe de travail Canada-Etats-Unis (1982) pour la protection des biocénoses aquatiques modérément sensibles. Une légère augmentation dans les retombées atmosphériques de sulfates pourrait se traduire par une diminution appréciable du rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} et par une augmentation substantielle de l'acidité des rivières.

En outre, les rivières de la Côte-Nord sont également soumises à d'importantes diminutions de pH en période de fonte, le pH de l'eau devenant inférieur à 5,5 sur un grand nombre d'entre elles. Ces fluctuations saisonnières, ainsi que la présence de teneurs élevées en métaux, peuvent devenir critiques pour le poisson.

Milieu fluvial: études spécifiques

La première étude spécifique en rivière a été réalisée dans le but de mettre en évidence la sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumon de la Côte-Nord: Petit Saguenay, Ste-Marguerite, des Petits Escoumins et des Escoumins. Plus spécialement, cette étude a fait ressortir les différences saisonnières de la qualité physico-chimique des eaux de ces systèmes fluviaux en mettant l'accent sur l'importance des apports atmosphériques ainsi que sur certaines conditions hydrométéorologiques rencontrées au cours de la période d'échantillonnage (Brouard et al., 1982; Van Coillie et al. 1982).

À l'intérieur de cette étude, on a effectué une interprétation détaillée (Lachance et al., 1983) des variations sur la rivière Ste-Marguerite des concentrations de sulfates, de calcium, de nitrates et d'ions H^+ (Figure 4); on décrit ainsi les processus qui ont régi la composition physico-chimique des eaux au cours de ce dégel printanier.

La fonte prématurée amorcée à la fin de février aurait déclenché le processus de migration des ions dans la neige. La diminution dans les concentrations de sulfates au début de la période de fonte correspondrait à un appauvrissement en sulfates du stock de neige suite à cette première fonte. L'augmentation subséquente des sulfates pendant et après la fonte coïncide avec la fonte du nouveau stock de neige accumulée au cours du mois de mars. Quant au calcium, le pic observé au tout début de la fonte correspondrait à un effet de relâchement soudain ("piston flow") d'eau qui a été en contact prolongé avec les minéraux du bassin. L'augmentation dans les concentrations d'ions H^+ ne devient importante qu'à une seule occasion (pH = 5,9); cette augmentation, qui s'est produite à la fin de la première crue printanière, peut s'expliquer par la condition d'électroneutralité dans ces eaux. En ce qui concerne les nitrates, les variations sont plus difficiles à interpréter, mais les teneurs maximales observées au cours du printemps montrent l'influence des nitrates accumulés dans la neige et libérés en période de fonte.

La deuxième étude spécifique en rivière avait pour but de mieux préciser l'influence des conditions hydrométéorologiques printanières sur les variations journalières de la qualité physico-chimique des eaux dans le secteur amont de la rivière des Escoumins (Brouard et al., 1983; Lachance et al., 1987). Au cours des mois de mars et d'avril, des échantillons d'eaux de surface ont été prélevés journalièrement à trois stations localisées sur le tronçon principal, ainsi qu'à trois stations situées sur des tributaires de faible superficie de drainage.

L'analyse des variations observées et des interrelations entre stations pour chacun des paramètres mesurés a permis de caractériser la dynamique spatio-temporelle de la qualité physico-chimique des eaux durant le dégel printanier. Entre autres, on a constaté que:

- les stations situées sur le tronçon principal de la rivière des Escoumins ont des comportements similaires;

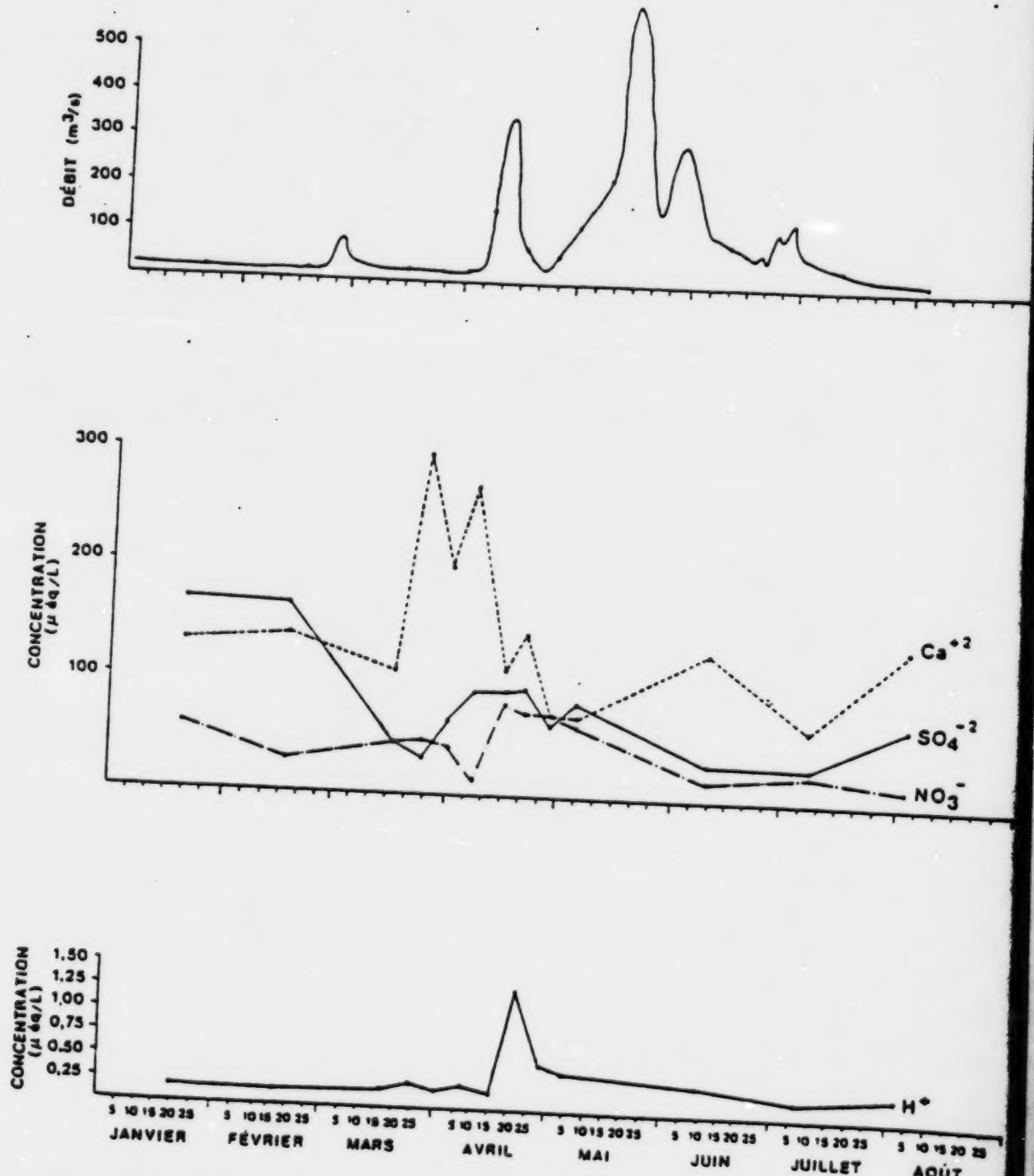


Figure 4. Évolution temporelle du débit ainsi que des concentrations de calcium, de sulfates, de nitrates et d'ions hydrogène pour la rivière Ste-Marguerite. (Tiré de Brouard et al., 1982).

- les tributaires qui possèdent un petit bassin de drainage sont sujets, en période de fonte, à des fluctuations beaucoup plus importantes dans la qualité de l'eau que les grands tributaires, et ce même si le niveau d'alcalinité de base (en période hivernale) est plus élevé;

- les conditions qui prévalent au printemps sur de petits tributaires, où sont souvent localisées les frayères, ne peuvent être extrapolées à partir d'informations recueillies sur le tronçon principal du même cours d'eau;

- certaines conditions observées au cours du printemps 1982, notamment les fluctuations importantes du pH, de l'alcalinité et de l'aluminium, laissent présager un risque potentiel à plus ou moins long terme pour les salmonidés, en particulier dans les tributaires de faible superficie de drainage.

Au cours de la période de novembre 1983 à octobre 1984, une étude intégrée des composantes biotiques et abiotiques d'un sous-bassin de la rivière des Escoumins (rivière Cassette) était réalisée (Brouard et Lachance, 1986). Un des objectifs principaux de cette étude consistait à déterminer l'importance des diverses composantes biotiques et abiotiques dans la capacité de neutralisation des apports acides atmosphériques sur un bassin hydrographique de faible superficie (40 km^2).

Parmi les composantes abiotiques jouant un rôle important dans la composition physico-chimique des eaux de la rivière Cassette, les propriétés des sols du bassin versant ainsi que la qualité physico-chimique des précipitations ont reçu une attention particulière.

Parmi les sols identifiés sur le bassin de la rivière Cassette (podzols, brunisols, organiques et régosols), ce sont les podzols humo-ferriques et ferro-humiques qui sont dominants sur le bassin (Brouard et al., 1984). Les résultats d'analyses effectuées sur quatre podzols sont présentés au tableau 8.

Dans l'ensemble, les podzols sont généralement formés, en surface, d'un humus forestier plus ou moins épais (horizons LFH) où sont libérés des acides organiques de même que des bases (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}). La présence de ces acides, combinée au lessivage des bases, contribue à créer, dans cette couche organique de surface, des conditions très acides (pH moyen: 3,0). L'horizon minéral Ae, qui forme une couche sous-jacente à l'horizon LFH joue un rôle important au niveau de la mobilisation des métaux tels que Al et Fe en raison de son pH acide (pH moyen: 3,38). C'est dans les horizons minéraux B (B diagnostique et BC) que sont formés des complexes organo-métalliques impliquant le fer et l'aluminium. Les teneurs en carbone organique, fer et aluminium y sont généralement appréciables.

En raison de sa présence élevée dans les sols et de son haut degré d'activité chimique, l'aluminium joue un rôle prépondérant dans le contrôle de l'acidité potentielle pour les organismes aquatiques; il s'avère donc important de connaître dans quelle mesure et sous quelle forme l'aluminium est lessivé et se retrouve dans les plans d'eau.

À ce sujet, il est intéressant d'examiner les résultats de Hendershot et al. (1984) qui ont étudié les formes chimiques de l'aluminium et son cheminement dans les eaux de trois bassins versants du sud du Québec. Ces auteurs ont montré qu'au cours de phénomènes hydrologiques intenses, le pH de la solution du sol s'abaisse alors que le taux d'aluminium soluble augmente. De plus, au cours de tels événements, le contenu d'aluminium dans les eaux de surface était en relation avec celui de la solution du sol. Vraisemblablement, les propriétés chimiques des horizons supérieurs

Tableau 8. Compositions chimiques moyennes provenant des analyses de quatre podzols humo-ferriques récoltés à quatre stations sur le bassin versant de la rivière Cassette (1983). (Tiré de Brouard et Lachance, 1986).

Horizon		pH $CaCl_2$	C %	Fe %	Al %	Fe+Al %	Cations échangeables Al^{+3} méq/100 g	Ca^{+2} méq/100 g	Mg^{+2} méq/100 g	K^{+} méq/100 g	Acidité totale (H^{+} et Al^{+3}) méq/100 g	C.E.C. A méq/100 g	C.E.C. B méq/100 g	SB% A	SB% B	N total %
LHF	$\bar{X}$	3,00	-	-	-	-	1,60	20,70	3,68	1,77	127,00	27,50	116,14	96,00	17,23	1,36
	S	0,24	-	-	-	-	0,35	2,90	0,58	0,39	2,58	2,85	66,78	1,41	1,47	0,15
	N	4	-	-	-	-	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Ae	$\bar{X}$	3,38	-	-	-	-	1,59	0,47	0,04	0,09	18,00	2,19	18,82	29,50	5,42	0,06
	S	0,17	-	-	-	-	0,83	0,14	0,02	0,03	6,22	0,86	5,94	8,96	4,69	0,01
	N	4	-	-	-	-	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Bf	$\bar{X}$	4,45	2,05	0,25	0,50	0,75	0,92	0,42	0,04	0,06	39,25	1,43	39,98	45,75	1,73	0,11
	S	0,47	0,45	0,23	0,13	0,35	0,80	0,14	0,01	0,02	4,65	0,69	4,81	29,70	0,88	0,06
	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
C	$\bar{X}$	4,40	-	-	-	-	0,79	0,30	0,08	0,04	27,33	1,20	27,93	43,33	2,13	0,04
	S	0,40	-	-	-	-	0,72	0,12	0,09	0,02	5,51	0,78	5,92	29,19	0,99	0,01
	N	3	-	-	-	-	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

C.E.C.: capacité d'échange cationique:
- valeurs colonne A: $\sum$ cations échangeables (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, Al^{+3})
- valeurs colonne B: $\sum$ cations échangeables (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}) + acidité totale

SB: taux de saturation en bases:

- colonne A: $\frac{\sum \text{cations échangeables } (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+})}{\text{C.E.C. (colonne A)}} \times 100$

- colonne B: $\frac{\sum \text{cations échangeables } (Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+})}{\text{C.E.C. (colonne B)}} \times 100$

des sols, situés à proximité des plans d'eau, gouverneraient les mouvements d'aluminium vers les eaux de surface.

Dans l'évaluation de l'importance des apports atmosphériques sur la qualité physico-chimique des eaux de surface d'un bassin, il est important de connaître non seulement la composition physico-chimique moyenne des précipitations incidentes, mais également la qualité physico-chimique de la neige au sol et l'évolution de cette qualité, ainsi que les effets de l'interception de cette précipitation par le couvert forestier.

Les valeurs moyennes de concentrations mesurées dans les précipitations au cours de la période d'étude se situent dans la gamme des valeurs obtenues par le réseau REPQ (Réseau d'échantillonange des précipitations du Québec; Grimard, 1984). Les teneurs mesurées pour les sulfates (2,9 à 131,2 µéq/L) ainsi que les valeurs obtenues pour le pH (3,7 à 5,0) permettent de confirmer que le territoire à l'étude est soumis à des retombées acides importantes.

Brouard et Lachance (1986) ont montré que l'interception des précipitations par le couvert forestier pouvait modifier de façon importante la composition physico-chimique de la précipitation nivale; cet effet s'est manifesté de façon encore plus évidente avec la neige au sol (Tableau 9). Les valeurs moyennes obtenues sous couvert forestier sont significativement plus élevées que celles obtenues en clairière pour l'ensemble des variables chimiques mesurées (Cl^-, SO_4^{-2}, Na^+, K^+, Mg^{+2}). Cette augmentation de la concentration ionique au sol, sous couvert forestier, pourrait s'expliquer selon deux hypothèses:

- un processus d'échange avec la matière organique provenant des arbres, ce qui pourrait expliquer l'augmentation des concentrations de certains ions tel le potassium;
- un processus physique relié à l'insolation et aux échanges thermiques avec l'atmosphère, ce qui induirait une migration plus lente des ions sous couvert forestier.

L'examen du bilan hydro-chimique d'un bassin est une approche essentielle à la connaissance du mouvement et de la circulation des éléments nutritifs et minéraux dans un écosystème. Pour l'année hydrologique 1983-1984, les retombées atmosphériques humides pour l'ensemble des éléments se situent à 29 kg/ha dont 17 kg/ha-an sont attribuables aux sulfates (Tableau 10). Cette valeur obtenue est sensiblement du même ordre que la valeur maximale de 20 kg/ha-an recommandée par les groupes de travail Canada-États-Unis (1982) pour la protection des milieux aquatiques modérément sensibles à l'acidification.

L'étude du bilan hydro-chimique a permis une classification des ions majeurs selon trois catégories:

- les substances dont l'apport atmosphérique est plus grand que la masse exportée (H^+, NO_3^-, NH_4^+);
- celles dont l'apport atmosphérique est approximativement égal à la masse exportée (Cl^-, SO_4^{-2}); et
- les substances dont l'apport atmosphérique est beaucoup plus faible que la masse exportée à l'exutoire (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+, K^+, HCO_3^-).

L'examen de l'évolution temporelle, en période de fonte, du pH, du calcium, des bicarbonates, des sulfates (Figure 5) et des formes d'aluminium (Figure 6) permet d'identifier certains processus importants qui se manifestent durant le dégel printanier. La diminution importante des bicarbonates (de 168 à 27 µéq/L) qui se produit durant toute la

Tableau 9. Composition physico-chimique de la précipitation et de la neige au sol en clairière et sous couvert forestier. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986).

Paramètres	En clairière					Sous couvert				
	Précipitations incidentes (moyenne-hiver)	Neige au sol				Précipitations incidentes (moyenne-hiver)	Neige au sol			
		Valeur moyenne					Valeur moyenne			
		Hiver	13/12 07/02 06/03	27/03 03/04 10/04	17/04 25/04 02/05		Hiver	13/12 07/02 06/03	27/03 03/04 10/04	17/04 25/04 02/05
H^+ (µéq/L)	40,30	11,40	15,20	14,30	5,23	43,50	12,60	17,70	8,99	7,59
Conductivité (µS/cm)	17,70	6,28	7,80	7,92	3,60	30,50	8,47	9,62	11,00	5,40
NO_3^- (µéq/L)	21,30	6,89	7,80	9,87	3,63	17,00	5,73	8,38	5,10	4,42
Cl^- (µéq/L)	6,91	4,04	3,74	4,67	4,12	39,30	8,86	7,38	13,30	6,40
SO_4^{-2} (µéq/L)	23,10	7,31	8,06	10,20	4,12	74,90	13,30	14,60	20,50	6,20
NH_4^+ (µéq/L)	5,67	2,19	1,99	2,50	2,32	3,30	3,44	2,32	5,80	2,32
Na^+ (µéq/L)	7,74	3,96	3,56	4,27	4,43	27,20	8,21	8,08	11,00	6,07
K^+ (µéq/L)	0,95	0,88	0,64	0,88	1,10	22,10	7,78	3,18	16,30	3,83
Ca^{+2} (µéq/L)	5,38	3,40	1,90	5,42	2,95	25,70	8,94	4,20	18,60	4,25
Mg^{+2} (µéq/L)	3,03	1,98	2,20	1,95	2,10	20,60	4,59	4,94	7,88	1,65
$\sum$ cations (µéq/L)	62,6	23,6	25,3	29,1	18,1	142,0	40,5	40,5	68,4	25,7
$\sum$ anions (µéq/L)	51,4	18,5	19,9	25,0	12,0	133,0	30,8	30,8	52,9	18,7

Tableau 10. Bilan hydrochimique sur le bassin de la rivière Cassette. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986).

Paramètres	Apport[1] atmosphérique (kg/ha)	Exportation[1] (kg/ha)	Bilan (kg/ha)
H^+	0,405	0,0024	-0,40
HCO_3^-	-	44,7	44,7
$N\text{-}NO_3^-$	2,33	0,58	-1,75
Cl^-	3,90	3,03	-0,87
SO_4^{-2}	16,81	16,28	-0,53
$N\text{-}NH_4^+$	1,38	0,25[2]	-1,13
Na^+	2,28	3,93	-1,65
K^+	0,59	2,23	1,65
Ca^{+2}	1,09	15,70	14,60
Mg^{+2}	0,30	2,32	2,02
Total	29,1	89,0	59,9

[1] Les équations relatives au calcul de l'apport atmosphérique et de la charge exportée sont présentées par Brouard et Lachance (1985).

[2] On a utilisé, pour NH_4^+, la concentration moyenne de 0,04 mg/L rapportée par Brouard et al. (1982) pour la rivière des Escoumins en 1981.

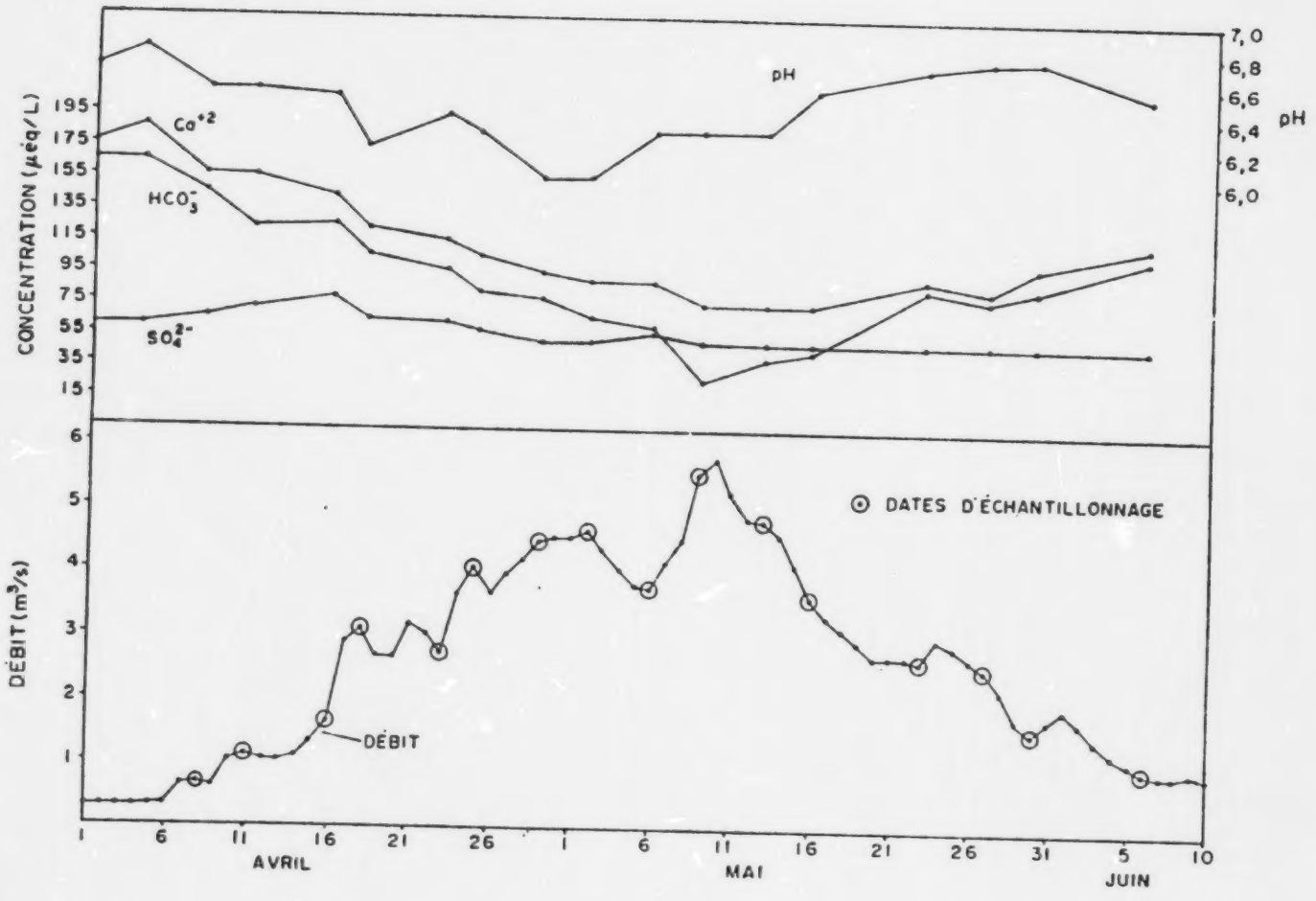


Figure 5. Évolution temporelle du débit, du pH ainsi que des concentrations de calcium, bicarbonates et sulfates pour la rivière Cassette: printemps 1984 (tiré de Brouard et Lachance, 1986).

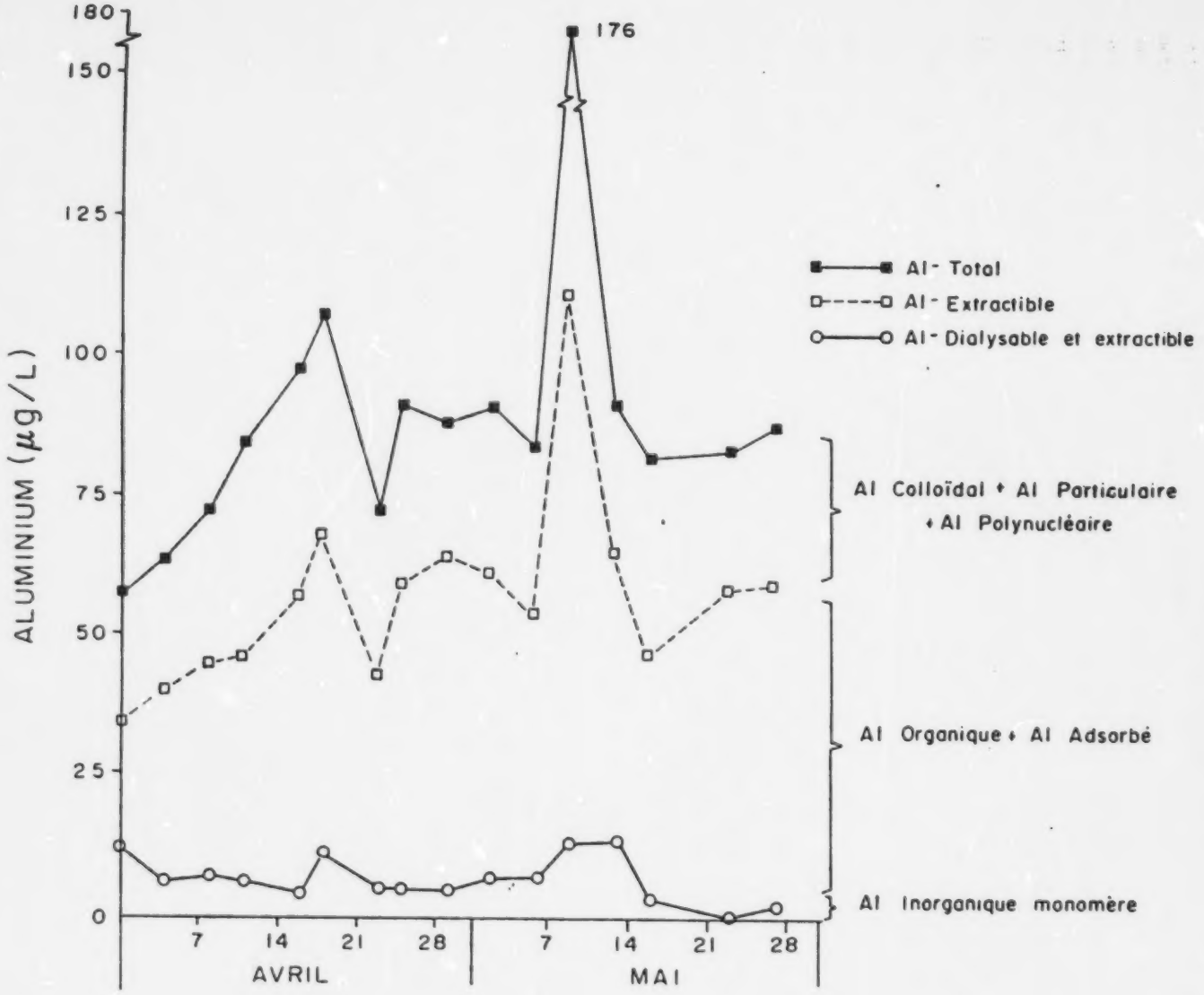


Figure 6. Évolution temporelle de la spéciation de l'aluminium dans les eaux de surface de la rivière Cassette: printemps 1984. (Tiré de Campbell et al., 1984).

phase ascendante de l'hydrogramme de crue printanière (4 avril au 9 mai) indique que la capacité de neutralisation du bassin de la rivière Cassette est à peine suffisante, au printemps lorsque les apports d'eaux de fonte et de pluie sont mis à contribution. La diminution du pH, quoique moins perceptible, suit celle des bicarbonates. Les deux valeurs minimales (de 6,0 unités) furent obtenues lors du premier pic de crue, soit le 29 avril et le 2 mai (Figure 5).

D'après l'étude complémentaire réalisée par Campbell et al. (1984), il appert que l'aluminium organique + adsorbée s'avère la forme prédominante de ce métal au cours de la fonte printanière (Figure 6). Ces auteurs suggèrent que les faibles augmentations d'aluminium observées au cours du printemps indiquent qu'il doit y avoir sur le bassin un "réservoir" d'aluminium qui répond rapidement au cours de la crue des eaux. La couche superficielle du sol, contenant des eaux riches en aluminium et en matière organique pourrait jouer ce rôle de réservoir d'aluminium. Quant au pic de concentration observé pour l'aluminium total (176 µg/L), il correspondrait à un apport accru de sédiments en suspension (Al particulaire) plutôt qu'à une mobilisation géochimique de l'aluminium dissous. En ce qui concerne l'aluminium inorganique monomère (qui correspond à l'aluminium dialysable et extractible), c'est la forme anionique $Al(OH)_4^-$ qui prédomine nettement sur les autres formes (hydroxo-complexes, sulfato-complexes et fluoro-complexes).

L'évolution temporelle des sulfates (Figure 5) diffère de celle observée pour le calcium, les bicarbonates et le pH. C'est au tout début de la fonte que le maximum fut atteint (75 µéq/L). Par la suite, les teneurs ont diminué graduellement autour de 50 µéq/L jusqu'au début de mai.

L'analyse de la variation saisonnière des apports atmosphériques et des charges exportées de sulfates (Figure 7) fournit des éléments permettant d'améliorer la connaissance de la circulation de cet élément et de son importance dans les processus d'acidification. On a vu précédemment que sur une base annuelle la charge atmosphérique de sulfates est sensiblement égale à la charge exportée. Cette observation permet de déduire que l'apport géologique en sulfates serait négligeable et que sur une base annuelle, l'anion sulfate n'est pas piégé sur le bassin versant. Au cours du printemps, la charge exportée devient plus de deux fois plus grande que l'apport atmosphérique. Ce déficit de sulfates est plus élevé que le surplus de sulfates accumulé en hiver dans le manteau nival. Une partie relativement importante des sulfates libérées dans les eaux de surface proviendrait donc des sulfates accumulées dans les sols au cours de l'été et de l'automne. Cette analyse de la variation saisonnière des apports et des charges de sulfates fait donc ressortir un phénomène nouveau. Les concentrations de sulfate relativement élevées que l'on retrouve dans les eaux de surface en période de fonte ne seraient pas dues uniquement à une libération massive des sulfates accumulées dans le stock de neige, mais également à une contribution substantielle des sulfates accumulées dans les sols et la végétation au cours de l'été et de l'automne précédent. L'importance de ce phénomène et ses implications écologiques pour expliquer le choc printanier mériteraient d'être approfondies au cours d'études ultérieures.

En résumé, les études spécifiques en rivières ont permis de préciser la dynamique spatio-temporelle du phénomène d'acidification des eaux de surface et de la capacité des bassins versants à résister aux apports acides atmosphériques. L'examen des variations de la qualité physico-chimique des eaux de surface au cours du printemps a permis de suivre le phénomène de fonte et de migration ionique. On a également montré que l'aluminium organique et adsorbé s'avérait être la forme prédominante au cours de cette période. L'approche consistant à suivre les apports atmosphériques et les charges exportées d'un bassin versant a permis d'identifier certains processus

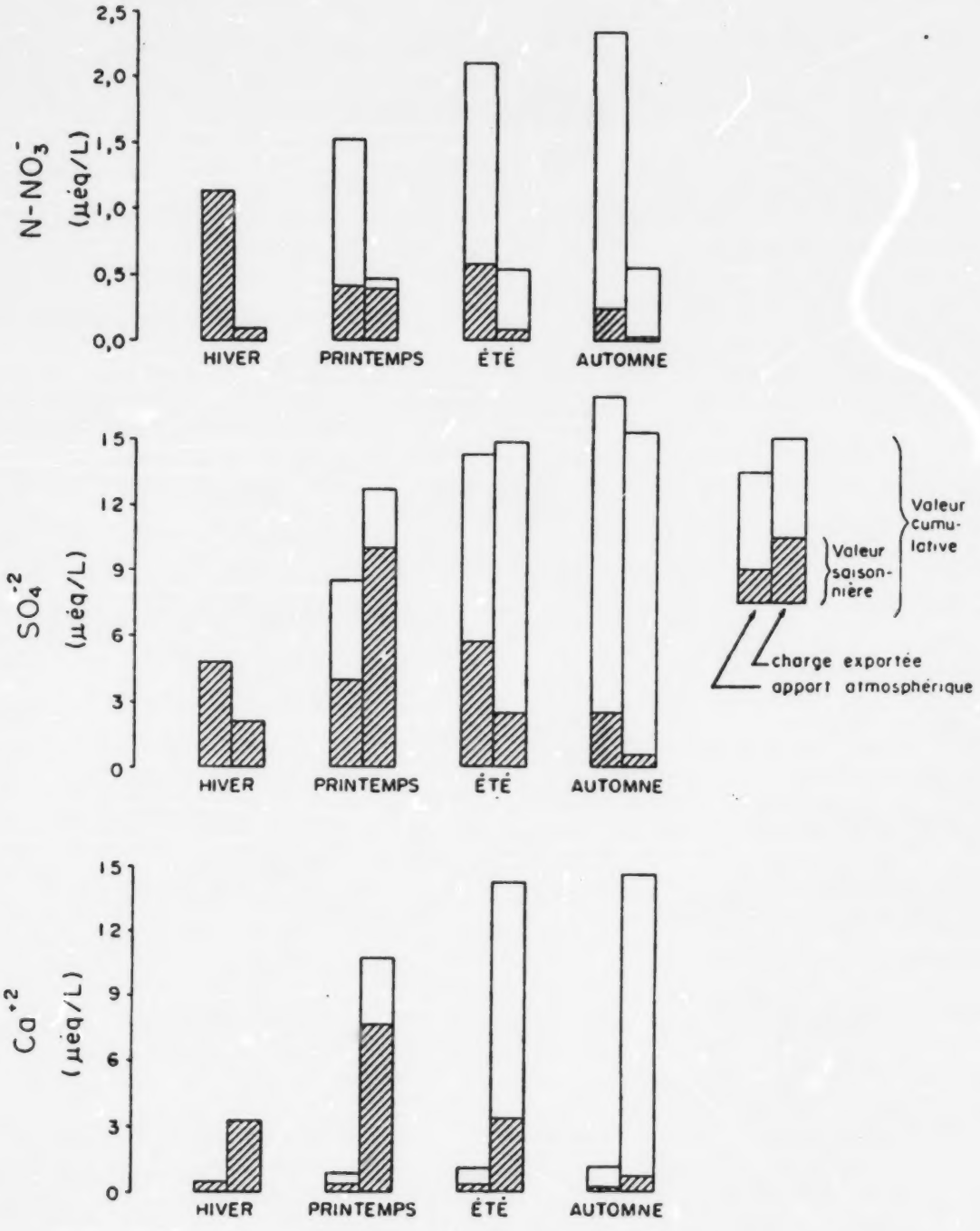


Figure 7. Variation saisonnière des apports atmosphériques et des charges exportées de nitrates, de sulfates et de calcium, pour la rivière Cassette 1983-1984 (tiré de Brouard et Lachance, 1986).

importants qui se manifestent sur ce bassin, principalement durant le dégel printanier. L'accumulation des sulfates dans les sols au cours de l'été et de l'automne jouerait un rôle important dans la physico-chimie des eaux en période de fonte.

CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DES COMMUNAUTÉS AQUATIQUES

INVERTÉBRÉS

Afin de vérifier si les communautés aquatiques du Québec sont affectées par les précipitations acides, MPO-Québec a procédé à des inventaires et à des études spécifiques en milieu lacustre (cf Tableau 1). Parmi les lacs échantillonnés pour la physico-chimie, certains ont été inventoriés respectivement en 1981 (Langlois et al., 1983) et 1982 (Pinel-Alloul et Méthot, 1985; Ciupka-Luzzi, 1983), afin d'acquérir des données de base sur les communautés d'invertébrés (Tableau 11). Ces renseignements comprennent la composition spécifique et l'abondance relative des communautés phytoplanctonique, zooplanctonique et benthique. Par ailleurs, un inventaire à caractère plus spécifique a été entrepris afin de cerner les influences régionales et temporelles. Ainsi, en 1983, les effets des précipitations acides sur les relations trophiques d'un écosystème lacustre ont été comparés dans une région à fortes retombées acides (Maniwaki: 26 lacs) et dans des régions à faibles retombées acides (Shefferville: 13 lacs; Gagnon: 5 lacs; Sept-Iles: 6 lacs) (Pope et al., 1985). Les variations dans la structure et la composition des communautés zooplanctoniques (Pinel-Alloul et Codin-Blumer, 1984) et phytoplanctoniques (Désilets, 1984) ont également été étudiées sur une base temporelle durant la saison estivale 1983 dans deux groupes de lacs de la région de l'Outaouais (Maniwaki).

Phytoplancton

Parmi les composantes biotiques pouvant être influencées par l'acidification, les communautés phytoplanctoniques peuvent être directement affectées par la diminution de pH et l'augmentation des teneurs de certains métaux ou encore indirectement influencées par l'effet de l'acidification sur les communautés macroscopiques (poissons, benthos, etc.).

Au Canada, selon Harvey et al. (1981), la biomasse et la productivité du phytoplancton ne montrent pas de variation significative entre les lacs acidifiés et non acidifiés. Cela pourrait s'expliquer en partie par l'augmentation de la profondeur photique dans les lacs acides. Pour tous les groupes phytoplanctoniques, la diversité est réduite par l'acidification, en particulier si le pH est inférieur à 5,6 (Harvey et al., 1981; Dillon et al., 1977; Almer et al., 1978).

L'inventaire, qui a porté sur 176 lacs en 1981, a permis l'identification de 47 taxons qui appartiennent à cinq grands groupes: chlorophytes, chrysophytes, cyanophytes, pyrrophytes et euglenophytes (Richard, 1983). La richesse générique du phytoplancton diminue dans le territoire à l'étude avec l'augmentation de l'acidité (Langlois et al., 1983). Le nombre moyen de genres est de 13,2 dans les lacs dont le pH varie entre 4,5 et 5,0 et de 17,0 lorsque le pH se situe entre 7,5 et 8,0 (Figure 7).

Par ailleurs, l'abondance totale semble être également influencée par le pH des lacs. C'est entre pH 6,0 et 7,0 que l'abondance totale moyenne est la plus élevée (Figure 8). Selon Langlois et al. (1983), il semblerait que la composition des communautés phytoplanctoniques de ces lacs manifeste une structure de population assez similaire à celle de milieux en voie d'acidification. Il faut toutefois considérer cette dernière assertion avec réserve puisqu'un échantillonnage ponctuel

Tableau 11: Nombre de lacs échantillonés pour le phytoplancton (PH), le zooplancton (ZO), le benthos (BE) et le poisson (PO) (inventaires et études spécifiques 1981-1983).

Régions du Québec	Inventaires								Étude spéci.
	1981				1982		1983		1983
	*PH	ZO	BE	PO	PH,	ZO, BE, PO	PH,	ZO, BE, PO	PH, ZO
Shefferville							13		
Blanc-Sablon	2	2	2						
Natashquan	2	2	2						
Havre Saint-Pierre	0	2	2		6				
Sept-Iles	2	1	2		4		6		
Baie-Comeau	2	2	2						
Manicouagan	2	2	2		8				
Gagnon	2	1	2				5		
Chute-des-Passes	3	2	2		6				
Alma	1	2	2						
Roberval	2	2	2						
La Tuque	4	4	4		6				
Québec	2	2	2						
Maniwaki	5	3	4		7		26		7
Senneterre	2	2	2		5				
Chapais	4	4	4		6				
Némiscau	2	2	2		6				
TOTAL	176	37	35	38	54		50		7

* La répartition des 176 lacs échantillonnés pour le phytoplancton est sensiblement la même que celle pour la physico-chimie (cf Tableau 3).

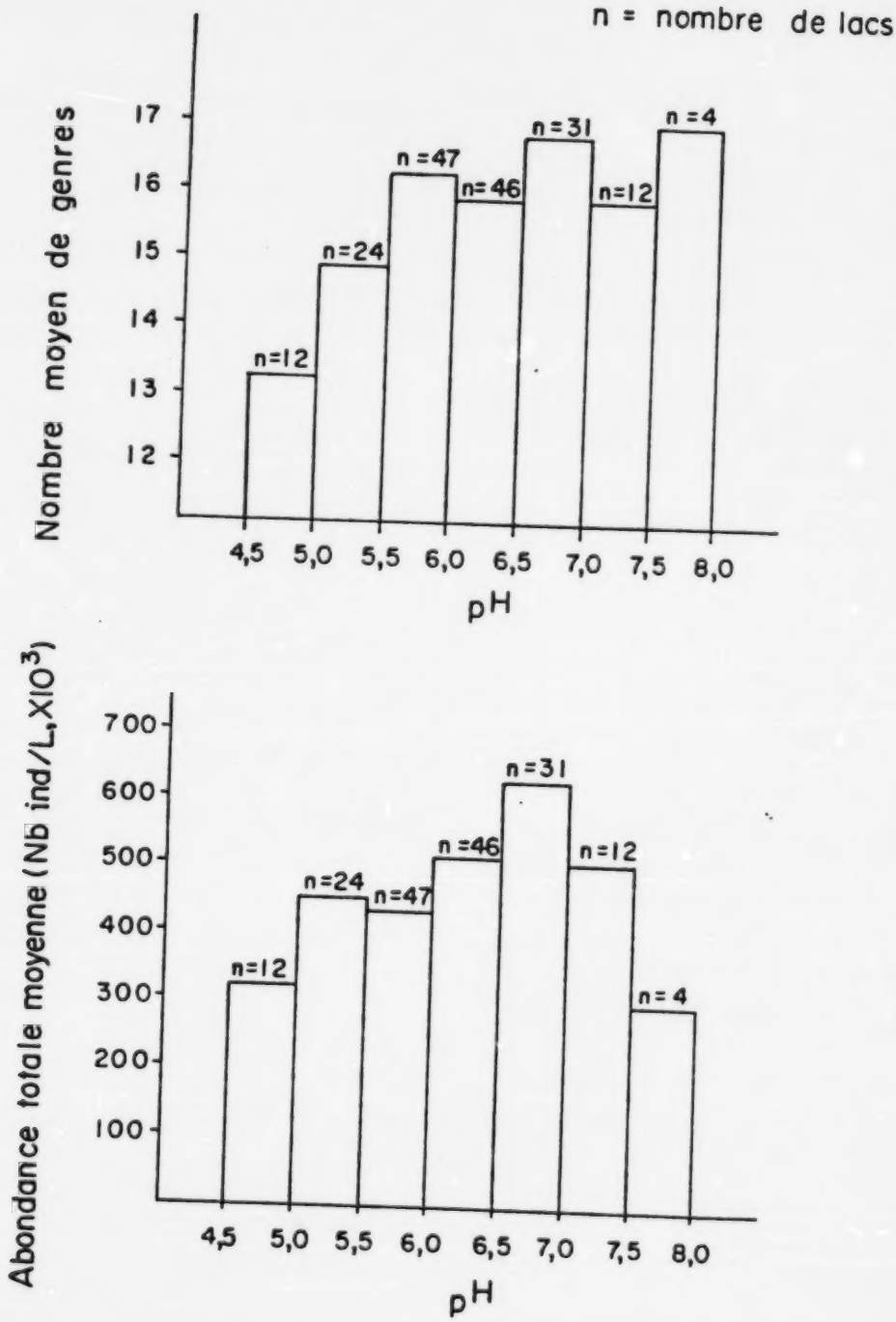


Figure 6: Phytoplancton. Nombre moyen de genres et abondance totale moyenne par classe de pH. (Tiré de Langlois et al., 1983).

effectué à une seule reprise dans chaque lac ne permet pas d'obtenir une image réelle de la communauté phytoplanctonique. En effet, il est connu que cette dernière varie substantiellement au cours de la saison estivale aussi bien qualitativement que quantitativement.

Les résultats de l'inventaire phytoplanctonique réalisé en 1982 dans 54 lacs montre un remplacement graduel des cyanophytes, qui dominent les régions de l'ouest de la province (Maniwaki), par les chrysophytes plus abondants sur la Côte-Nord. Quant aux chlorophytes, elles sont rarement dominantes, sauf dans les lacs de la région de Nemiscau ainsi que dans certains lacs de la Côte-Nord (Manicouagan, Havre-Saint-Pierre). En se basant sur l'abondance totale de cellules et sur le nombre de taxons, Désilets (1984) ainsi que Pinel-Alloul et Méthot (1985) ont mis en évidence trois grandes régions homogènes:

- la Côte-Nord caractérisée par une densité phytoplanctonique (1,1 à 1,9 x 10^6 cellules/litre) et une richesse spécifique (17 à 24 taxons) plus faible qu'ailleurs;

- le centre-ouest (Maniwaki, La Tuque, Nemiscau et Senneterre) représenté par un très grand nombre de taxons (26 à 29) et une densité phytoplanctonique très forte (3,3 à 4,2 x 10^6 cellules/litre);

- la région de Chapais où on retrouve les peuplements les plus abondants (4,9 à 8,7 x 10^6 cellules/litre) et les plus riches en espèce (30 à 42 taxons).

Pinel-Alloul et Méthot (1985) ont suggéré l'existence de relations empiriques entre les espèces de phytoplancton et les variables morphométriques. On a aussi fait ressortir que l'abondance des cyanophytes, des chlorophytes et de certains chrysophytes pouvait être reliée au gradient longitudinal, à l'enrichissement trophique, à la faible profondeur et au faible volume des lacs. Par contre, les chrysophytes sembleraient plus abondants dans les lacs profonds de la Côte-Nord. Les auteurs précisent que les corrélations suggérées ne réflètent pas une relation de cause à effet entre les deux types de descripteurs (phytoplancton et morphométrie), car les paramètres morphométriques n'agiraient qu'indirectement en conditionnant les apports en éléments nutritifs et la productivité biologique des plans d'eau.

Par ailleurs, l'analyse en composante principale réalisée par Pinel-Alloul et Méthot (1985) a fait ressortir que les lacs les plus minéralisés et les plus alcalins supportent les communautés phytoplanctoniques les plus denses en cyanophytes et en chlorophytes. Par contre, les lacs acides et riches en aluminium ont une diversité et une abondance spécifique très faibles. De plus, les lacs transparents ont une très faible productivité en phytoplancton tandis que les lacs colorés, riches en fer et en carbone organique contiennent davantage de phytoplancton, plus particulièrement des chrysophytes et des microflagellés.

Dans l'ensemble, l'analyse multidimensionnelle de la variabilité du phytoplancton en fonction des variations physico-chimiques de l'eau a confirmé certaines relations empiriques déjà notées par d'autres chercheurs, soit une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique en fonction de l'acidité des milieux.

L'inventaire réalisé en 1983 sur 50 lacs des régions de Maniwaki, Sept-Iles et Schefferville a été effectué dans le but de décrire qualitativement les communautés planctoniques, benthiques et ichtyennes vivant dans des lacs non seulement favorables à la pêche sportive et à la sauvagine mais également susceptibles de subir ou d'avoir subi une acidification d'origine naturelle ou anthropique (Pope et al., 1985). De façon complémentaire, cette

recherche a également porté sur l'examen de la structure des communautés planctoniques et benthiques dans des lacs non acides afin de vérifier l'influence de la prédation par les poissons. De plus, elle a porté sur une évaluation des impacts probables de l'acidification sur la chaîne alimentaire en comparant des lacs acides avec des lacs neutres. En ce qui concerne le phytoplancton, Pope et al. (1985) ont fait ressortir que la richesse spécifique et la densité cellulaire sont généralement plus grandes dans le sud-ouest que dans le nord-est du Québec. Dans les régions de Maniwaki et du nord-est les lacs acides ont moins d'espèces que les lacs alcalins. Les lacs très acides de la région de Schefferville (pH 3,0 - 4,2) ont une diversité spécifique plus faible que les lacs moyennement acides (pH 4.8 - 6,1) de la région de Sept-Iles.

Le nombre moyen d'espèces et les densités cellulaires des chlorophytes et des cyanophytes décroissent de l'est vers l'ouest du Québec et à mesure qu'augmente l'acidité. La sensibilité apparente des chlorophytes à l'acidité semble correspondre aux conclusions de Pinel-Alloul et Méthot (1985) mais par contre semble contredire celles de Langlois et al. (1983) qui mentionnent que les chlorophytes sont relativement tolérantes à l'acidité. Les différences dans les dates d'échantillonnage (septembre-octobre: Richard, 1983 et Langlois et al., 1983; juillet-août: Pinel-Alloul et Méthot, 1985 et Pope et al., 1985) peuvent expliquer les différences observées dans les structures taxonomiques d'une étude à l'autre puisque la température des eaux est plus élevée à l'ouest (22 à 26°C) qu'à l'est (10 à 12°C) et qu'en conséquence les populations s'y développent différemment.

Désilets (1984) a identifié des échantillons de phytoplancton provenant de deux groupes de lacs de la région de l'Outaouais échantillonnés au cours de l'été 1983. Cet auteur mentionne que les groupes les mieux représentés sont par ordre d'importance les cyanophytes, les chlorophytes et les chrysophytes. La valeur de pH en-dessous de laquelle les valeurs de diversités spécifiques sont plus basses est de 6,8, ce qui est très élevé si on compare ces résultats aux valeurs d'acidité généralement considérées comme critiques dans d'autres études soit des valeurs voisines de 5 (Désilets, 1984). En étudiant la variabilité à l'intérieur de deux groupes de lacs de cette région on a remarqué des différences assez importantes dans les diversités spécifiques des échantillons, ce qui nous amène à douter de la pertinence d'étudier l'abondance et la diversité du phytoplancton dans le cadre d'un suivi environnemental des effets des précipitations acides sur les composantes biotiques de l'écosystème et ceci d'autant plus que les variables physico-chimiques ne sont pas les seuls facteurs susceptibles d'influencer l'abondance, la structure et la diversité des peuplements phytoplanctoniques des lacs du bouclier canadien. En effet, les apports en éléments nutritifs par lessivage des sols (Van Dam et al., 1981), l'abondance et la nature du zooplancton herbivore (Lynch, 1980) ainsi que l'abondance et la productivité du bactérioplancton (Currie et Kalff, 1984) sont autant de facteurs pouvant influencer la variabilité dans l'abondance, la diversité et la structure des communautés phytoplanctoniques.

Zooplancton

La communauté planctonique animale peut être affectée par plusieurs facteurs physiques et biologiques: pH, concentrations métalliques, prédation, composition phytoplanctonique, climat, etc. Bien qu'il soit difficile d'isoler les modifications spécifiquement reliées aux précipitations acides, de nombreux chercheurs ont toutefois examiné la relation entre l'acidité et le zooplancton au Canada et ailleurs dans le monde (Almer et al., 1978; Allborn et Fair, 1981; Henrikson et al., 1980).

En 1981, le MPO-Québec a procédé à l'échantillonnage du zooplancton dans 37 lacs répartis à peu près uniformément sur les bases opérationnelles utilisées pour l'inventaire physico-chimique de 198 lacs du bouclier canadien. Au total, 35 espèces furent recensées (rotifères: 13; cladocères: 13; copépodes: 9). Cinq espèces sont présentes dans plus de 70% des lacs. Parmi celles-ci, c'est le copépode Leptodiaptomus minutus qui est le plus abondant. Langlois et al. (1983) mentionnent que la diversité des communautés zooplanctoniques diminue avec le pH (Figure 9). À des valeurs de pH supérieures à 5,5, on observe une moyenne de 11,3 espèces par lac tandis qu'en deçà de 5,5, le nombre d'espèces diminue graduellement pour atteindre en moyenne 8,7 espèces dans les lacs où le pH est inférieur à 5,0. Ce sont les cladocères et les copépodes cyclopoïdes qui sont les plus sensibles à une diminution de pH; le nombre moyen d'espèces est de 1,8 lorsque le pH du lac est inférieur à 5,0, tandis qu'il est de 4,8 lorsque le pH est supérieur à 7,0.

Parmi les cladocères c'est le genre Daphnia qui possède les espèces les plus sensibles aux faibles valeurs de pH puisqu'on ne rencontre aucune espèce de ce groupe à pH < 5,0. D'autres études réalisées au Canada et en Suède (Sprules, 1975; Raddum et al., 1980) confirment ces résultats sur les cladocères. Les espèces du groupe des copépodes calanoïdes semblent assez résistantes à l'acidité. La principale espèce de ce groupe Leptodiaptomus minutus compte pour plus de 40% de la population dans plus de 46% des lacs à l'étude. Ces résultats sont corroborés par Harvey et al. (1981) qui mentionnent que cette dernière espèce est l'une des plus communes des lacs acides du bouclier canadien. Quant aux rotifères, leur abondance relative augmente considérablement dans les lacs acides alors que celle des cladocères et des copépodes cyclopoïdes diminue (Figure 10).

Au cours de l'inventaire national 1982, un total de 50 espèces de zooplancton furent recensées (rotifères: 21; cladocères: 17; copépodes: 12) par Pinel-Alloul et Codin-Blumer (1983). Ces auteurs ont remarqué un enrichissement spécifique de ces communautés selon un gradient longitudinal est-ouest. Les lacs les plus riches en zooplancton (100 x 10^3 ind./m^3) sont situés au nord-ouest (Chapais, Nemiscau, Senneterre) tandis que les lacs les plus pauvres (20 x 10^3 ind./m^3) se localisent plutôt au sud-ouest (Maniwaki), au centre (La Tuque, Chute-des-Passes) et à l'est (Manicouagan et Havre St-Pierre). En relation avec la morphométrie, Pinel-Alloul et Méthot (1985) ont observé que les petits lacs, peu profonds et minéralisés de l'ouest, produisent de fortes densités de biomasses zooplanctoniques et abritent surtout des communautés dominées par des copépodes (Leptodiaptomus) tandis que les lacs profonds et oligotrophes de l'est (Havre Saint-Pierre, Sept-Iles, Manicouagan) abritent des communautés zooplanctoniques de faible densité et de biomasses dominées par les rotifères. Les interrelations globales entres les variables physico-chimiques et zooplanctoniques n'ont pas permis de faire ressortir de relation entre l'acidité des milieux et la densité ou la biomasse de zooplancton; exception faite des cyclopoïdes dont les populations diminuent dans les lacs acides du nord-est du Québec et les rotifères dont l'abondance s'accroît dans les lacs colorés et acides (Pinel-Alloul et Méthot, 1985).

Au cours de l'inventaire de 1983, 24 espèces de zooplancton pélagique ont été identifiées dans les 50 lacs prospectés. La plupart des communautés zooplanctoniques rencontrées, que ce soit dans les lacs acides ou non acides, sont dominées par une espèce de copépode calanoïde herbivore, Leptodiaptomus minutus, qui subit probablement assez peu de pression prédatrice de la part des différentes espèces de poissons (Pope et al., 1985). À l'exception d'un seul lac, ces auteurs n'ont jamais observé le remplacement de cette espèce par un copépode herbivore plus gros lorsque la prédation par les poissons était inexistante ou faible. Ceci est contraire à l'expérience européenne où, selon Eriksson et al. (1980), les gros copépodes herbivores dominent dans

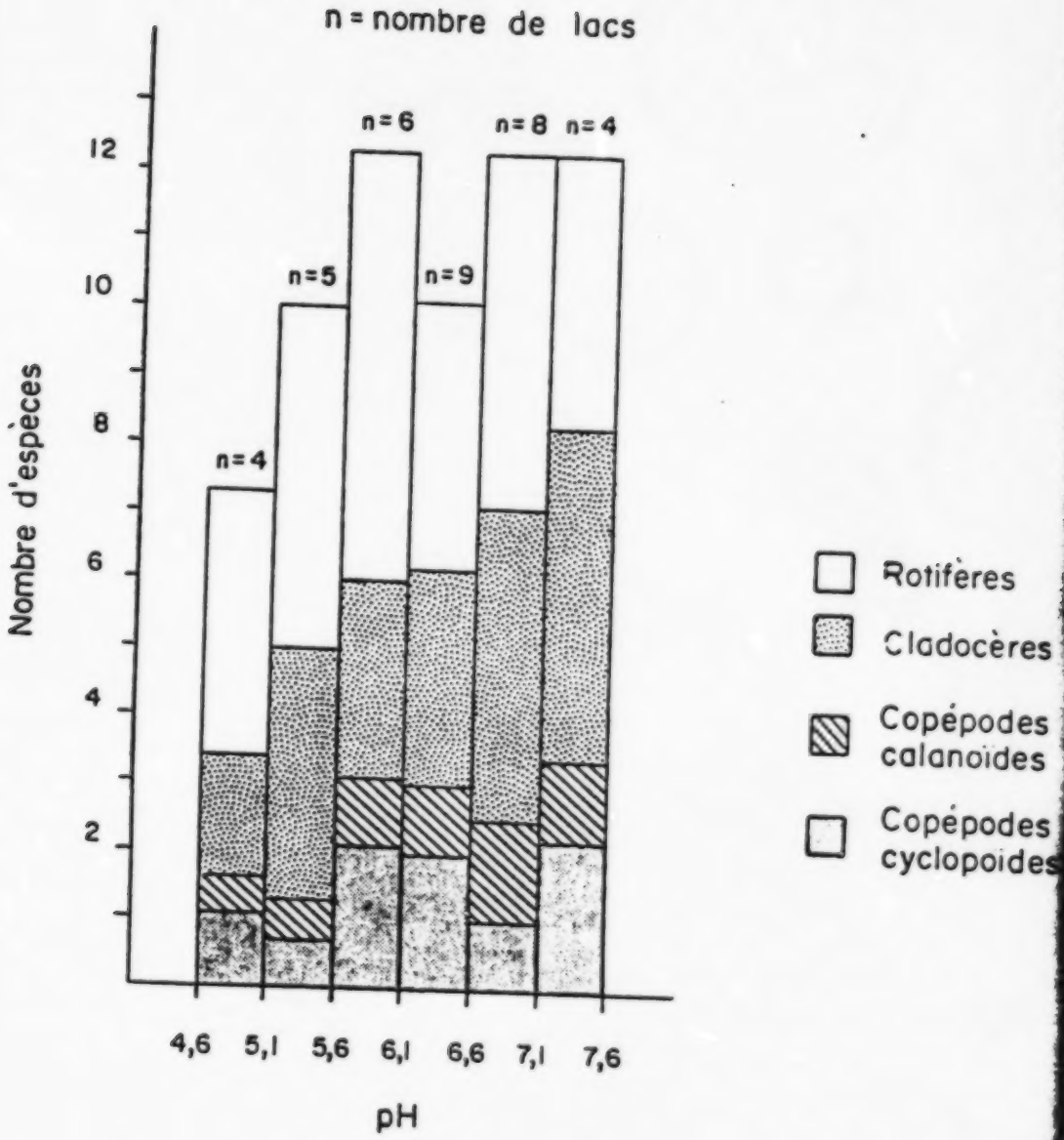


Figure 9: Nombre moyen d'espèces de zooplancton par classes de pH. (Tiré de Langlois et al., 1983).

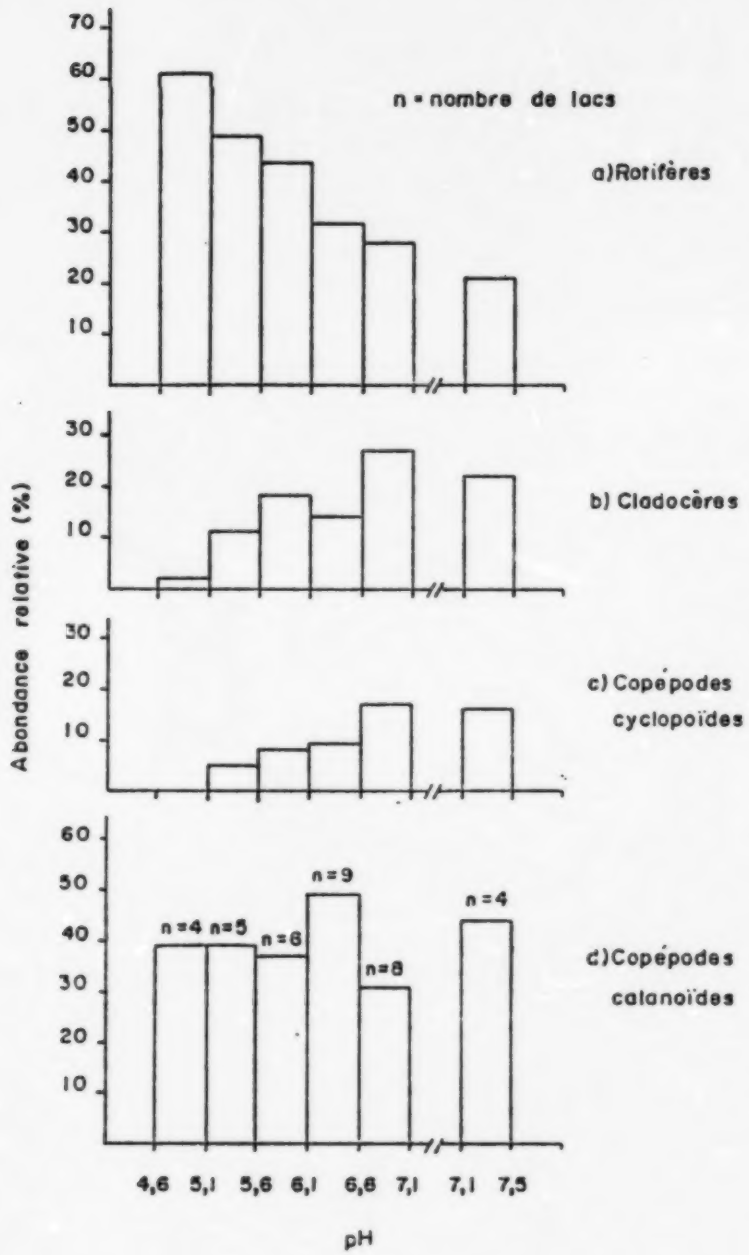


Figure 10: Abondance relative des différents groupes de zooplancton en fonction du pH. (Tiré de Langlois et al., 1983).

les lacs acides ayant perdu leurs poissons. Pope et al. (1985) ont montré que les communautés zooplanctoniques des lacs de la région de Maniwaki ressemblent plus à celles des lacs neutres et alcalins qu'à celles des lacs acides de la région de Sept-Iles. On remarque également que contrairement aux prédictions de la plupart des modèles trophiques (Brooks et Dodson, 1965; Zaret, 1980) les communautés zooplanctoniques dans lesquelles les gros cladocères abondent sont plus étroitement associées aux lacs contenant des poissons qu'à ceux qui en sont dépourvus.

Benthos

L'influence des précipitations acides sur le benthos a surtout été étudiée en Norvège, en Suède et au Royaume-Uni. Les causes directes des changements relevés à l'intérieur des communautés benthiques n'ont pas été clairement établies; on croit plutôt à un effet indirect du pH sur la disponibilité de la nourriture, la prédation et la compétition (Harvey et al., 1981).

Au cours de l'inventaire national de 1981, l'absence d'échantillons récoltés à différentes profondeurs et à différentes périodes de l'année a incité Langlois et al. (1983) à interpréter avec prudence les résultats obtenus des 35 lacs inventoriés (Ménard, 1982). Les résultats ont toutefois permis d'exprimer certaines tendances quant à l'influence de la qualité physico-chimique de l'eau sur la composition des communautés benthiques. Par ailleurs, l'examen de la faune benthique en relation avec la composition physico-chimique des sédiments ne présente aucune corrélation significative (Langlois et al., 1983). Le nombre total d'individus et la biomasse varient cependant de façon significative avec le pH (Figure 11). C'est dans les lacs où le pH varie de 5,5 à 6,5 que l'on retrouve le plus grand nombre d'individus et où la biomasse est la plus élevée. De part et d'autre de cet intervalle, les valeurs correspondantes sont nettement plus faibles, ce qui semble être en accord avec les résultats d'autres chercheurs (Raddum, 1980; Nielsen, 1980). Contrairement à ce que d'autres chercheurs ont observé (Flance, 1978; Bell, 1971), l'abondance des éphéméroptères ne semblent pas diminuer avec le pH. Signalons également l'absence totale de l'amphipode Gamarus qui est commun dans les lacs de pH supérieur à 6,4 (Okland, 1969). En ce qui concerne l'inventaire des 54 lacs réalisé en 1982, Clupka-Luzzi (1983) mentionne que l'échantillonnage n'est pas représentatif du milieu inventorié compte tenu de l'approche technique et analytique utilisée. Il s'avère donc illusoire selon cet auteur de tenter d'interpréter les résultats obtenus en 1982 par rapport à la qualité physico-chimique des lacs prospectés.

Suite à l'échantillonnage de 50 lacs en 1983, Pope et al. (1985) résument le lien entre la structure des communautés benthiques et le niveau d'acidité et de prédation de la façon suivante:

- le crustacé Hyatella azteca pourrait être un bon indicateur de l'acidification d'un lac puisqu'il est nettement plus rare dans les lacs acides;

- en ce qui concerne les insectes aquatiques, les données récoltées sur les éphémères corroborent les observations tirées de la documentation scientifique qui affirment leur rareté dans les lacs acides. Par contre, les mesures de densité des odonates ne diffèrent pas dans les lacs acides par rapport aux lacs non acides sauf dans la région de Schefferville où elles sont absentes de la plupart des lacs. L'espèce pélagique Chaoborus, un insecte prédateur lui-même sujet à la prédation par les poissons est plus abondante dans les lacs sans poissons, du moins lorsque le pH est supérieur à 4,5. De même, les hemiptères et les coléoptères, prédateurs nageurs actifs, ont une légère tendance à être plus nombreux dans les lacs sans poissons alors que les cladocères épibenthiques herbivores

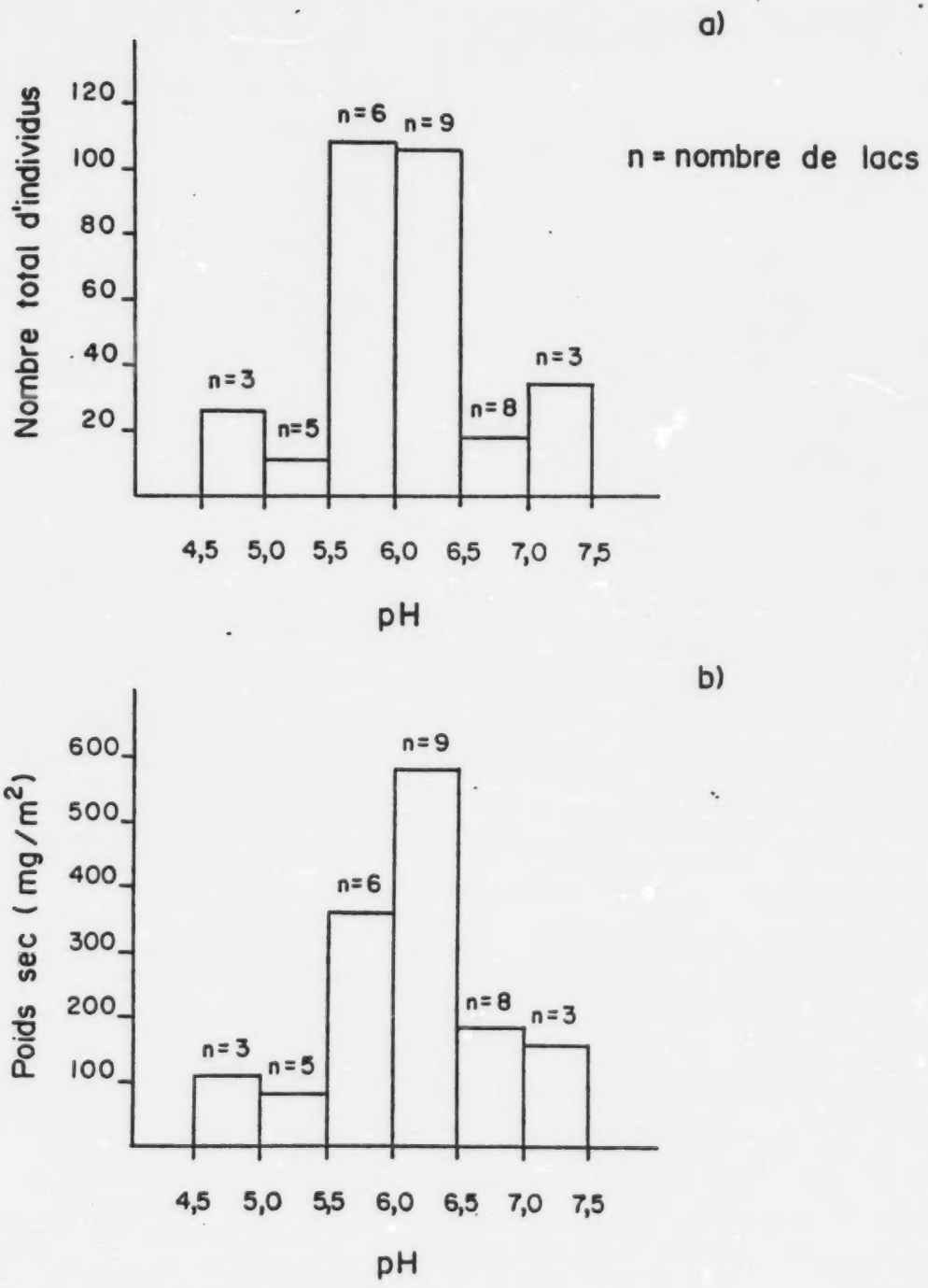


Figure 11: Nombre total d'individus et biomasse (poids sec) du benthos selon le pH. (Tiré de Langlois et al., 1983).

sont significativement plus abondants dans les lacs sans poissons modérément acides que dans les lacs neutres ou alcalins.

- les mollusques gastéropodes sont éliminés des lacs acides alors que les pélécypodes subissent une baisse légère lorsque l'acidité est modérée. Ils disparaissent cependant de la région de Schefferville où le pH devient extrême;

- les hirudinés ont tendance à disparaître des plans d'eau acides. L'absence ou le faible nombre de proies dans ces lacs (poissons, batraciens, invertébrés) risque fort d'être le facteur déterminant puisque leur population est surtout composée de prédateurs carnivores, de suceurs de sang et de parasites;

En résumé, les résultats obtenus lors des inventaires et études spécifiques 1981-1982 démontrent une baisse évidente de l'abondance et de la diversité des communautés d'invertébrés en milieu acide. Cette diminution pourrait cependant être liée à d'autres facteurs que l'acidification tels l'isolement biogéographique, les caractéristiques morphométriques et physico-chimiques ou encore l'aire de distribution des espèces en cause. Dans l'ensemble, les résultats permettent de caractériser les étendues lacustres du Québec du point de vue biologique eu égard au gradient d'acidité que l'on retrouve d'une région à l'autre du bouclier canadien. Les connaissances acquises demeurent cependant insuffisantes pour mesurer avec certitude les répercussions des précipitations acides sur les communautés d'invertébrés. À notre avis l'effort d'échantillonnage spatial au niveau biologique était adéquat; cependant seul des échantillonnages ponctuels ont été réalisés, ce qui limite de beaucoup l'interprétation étant donné l'extrême variation saisonnière que l'on retrouve au sein des populations d'invertébrés phytoplanctoniques, zooplanctoniques et benthiques.

ICHTYOFAUNE

Le MPO-Québec a procédé au cours des années 1981-1985 à plusieurs inventaires de la communauté ichtyenne en milieu lacustre (Tableau 1). Parmi les lacs échantillonnés pour la physico-chimie, des sous-échantillons de 38 lacs (Langlois et al., 1983) et de 54 lacs (Pinel-Alloul et Méthot, 1985; Nadeau, 1983) ont été inventoriés respectivement en 1981 et 1982, afin d'acquérir des données de base sur la communauté de poisson. D'autre part une étude complémentaire aux inventaires biologiques a été réalisée afin d'évaluer l'impact indirect de l'acidification des lacs sur la chaîne alimentaire des poissons d'intérêt sportif dans une région à fortes retombées acides (Maniwaki) et dans des régions à plus faibles retombées acides (Schefferville, Gagnon, Sept-Iles) (Pope et al., 1985). Une prospection sommaire de quelques habitats d'omble chevalier a également été réalisée à la fin de l'été 1983.

Par ailleurs des études spécifiques in situ et en laboratoire (cf Tableaux 1 et 2) furent réalisées en utilisant des salmonidés. En milieu lacustre, les études in situ ont porté essentiellement sur la mortalité d'oeufs et alevins d'omble de fontaine (Leclerc et al., 1984; Leclerc, 1982) alors qu'en milieu fluvial on procédait à des bio-essais en utilisant des oeufs et alevins de saumon atlantique (Brouard et Lachance, 1986). De façon complémentaire on procédait en laboratoire au développement d'une méthode de datation biochimique d'oeufs morts (Chagnon, 1984; Leclerc et al., 1984) ainsi qu'à des études sur les effets toxiques de l'aluminium et du manganèse chez des oeufs, alevins et juvéniles de salmonidés (Van Coillie et al., 1983; Brouard et Lachance, 1986).

Caractérisation de la communauté ichtyenne

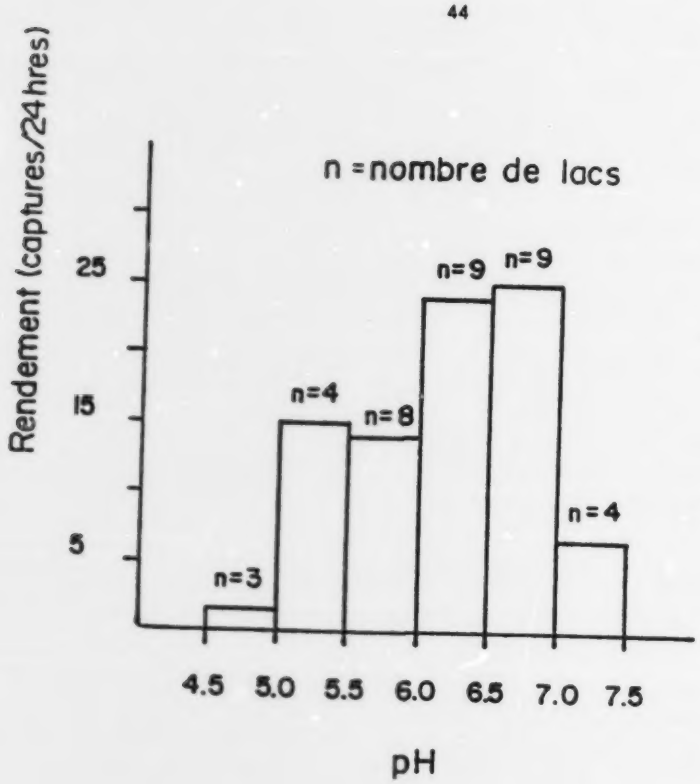
Au cours de l'inventaire ichtyologique de 1981, un total de 13 espèces furent recensées. L'espèce la plus fréquente est l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) que l'on retrouve dans 53% des lacs. Deux autres espèces, le meunier noir (Castostomus commersoni) et le grand brochet (Esox lucius), sont présentes dans 26% et 21% des lacs respectivement (Langlois et al., 1983). Les résultats des pêches expérimentales indiquent que le pH moyen des cinq lacs où le rendement de pêche a été nul est de 5,2 (variation de 4,6 à 5,7). Langlois et al. (1983) mentionnent que le rendement de pêche moyen et la richesse spécifique des lacs échantillonnés ont tendance à diminuer avec le pH (Figure 12). On constate également que l'omble de fontaine est présent à des pH inférieurs à 5,0, alors que le meunier noir n'apparaît que lorsque le pH est supérieur à 5,0. L'absence de cette dernière espèce dans certains lacs pourrait être due à l'acidité du milieu puisque Baker et Schofield (1980) ont révélé que le meunier noir est plus sensible à l'acidification que l'omble de fontaine et ceci quel que soit le stade de développement. Il faut toutefois souligner que des facteurs autres que la qualité physico-chimique de l'eau peuvent expliquer l'absence totale de poissons ou celle d'une espèce dans un lac puisque l'aire de distribution varie d'une espèce à l'autre et qu'il semble que de nombreux lacs soient naturellement sans poissons (Langlois et al., 1983). Cette dernière situation est apparemment très répandue sur la Côte-Nord vraisemblablement à cause de l'inaccessibilité des plans d'eau localisés à la tête des bassins hydrographiques.

Quant aux résultats de l'inventaire de 1982 (Pinel-Alloul et Méthot, 1985; Nadeau, 1983), ils indiquent que la richesse spécifique et l'abondance totale des populations piscicoles semblent peu influencées par la variabilité du pH. Ces données sont difficiles à interpréter car la distribution des espèces et l'isolement biogéographique de certains lacs peuvent jouer un rôle plus important que la physico-chimie des eaux du moins en ce qui concerne la richesse spécifique des peuplements ichtyologiques des lacs du bouclier canadien (Pinel-Alloul et Méthot, 1985).

Nadeau et al. (1984) ont interprété les résultats relatifs aux teneurs en métaux et en ions majeurs dans les chairs de poissons récoltés lors de l'inventaire de 1981. Aucune corrélation n'a cependant pu être établie entre les teneurs en métaux dans les chairs et les concentrations métalliques retrouvées dans l'eau et dans les sédiments. Phillips (1977) mentionne à cet égard que les concentrations dans les tissus musculaires des poissons, en plus de varier selon l'abondance relative des métaux dans l'environnement, peuvent également changer selon l'espèce en fonction de l'âge, du sexe, de la taille, du poids, des habitudes alimentaires et de la température de l'eau. D'autre part, un examen des teneurs métalliques des chairs de plusieurs espèces de poissons, en fonction des classes de pH et d'alcalinité, n'a révélé aucune corrélation (Nadeau et al., 1984). De même dans le cadre d'un inventaire réalisé par Scruton (1983) dans les lacs de Terre-Neuve, aucun lien n'a pu être établi entre l'aluminium et le manganèse contenus dans les chairs de ouananiche (Salmo salar) et d'omble de fontaine et les paramètres indicatifs de l'acidification (pH, alcalinité, couleur, aluminium total, manganèse total). Par contre, en ce qui concerne le mercure, Scheider et al. (1979) ont découvert que chez le doré jaune (Stizostedion vitreum) les teneurs étaient plus élevées dans les lacs à faible alcalinité.

L'étude des 54 lacs des régions de Manwaki, de Sept-Iles et de Schefferville réalisée en 1983 montre que la glaciation du Wisconsin a influencé considérablement la colonisation des lacs par les poissons dans les régions à relief accidenté et que plusieurs lacs de tête restent sans poissons ou avec une communauté ichtyenne composée de quelques espèces seulement (Pope et al.,

a)



b)

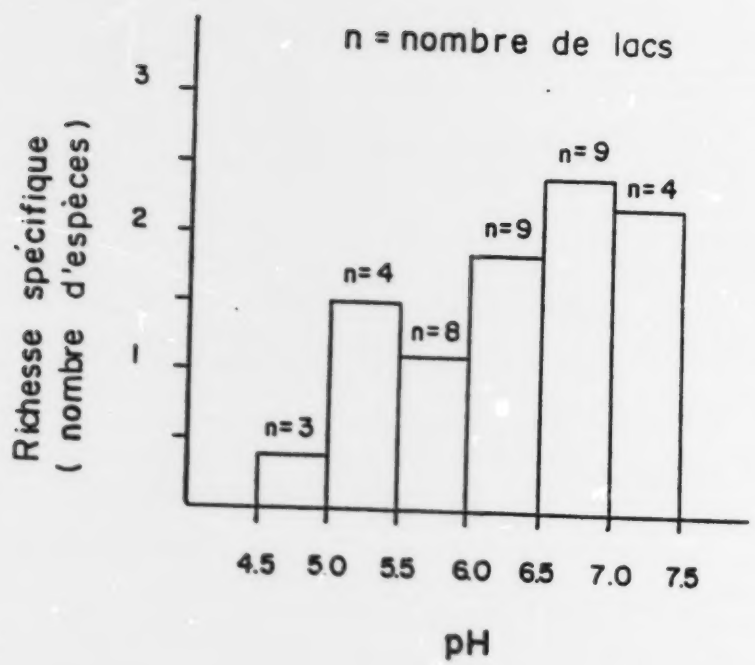


Figure 12: Poissons. Rendement de pêche et richesse spécifique par classes de pH. (Tiré de Langlois et al., 1983).

1985). Cette étude confirme également que le nombre d'espèces de poisson diminue et que le nombre de lacs sans poissons augmente avec l'altitude. Dans la région de Manwaki, les lacs de basse altitude sont caractérisés par des espèces comme la perchaude (Perca flavescens), le grand brochet et des centrarchidés. Les lacs de plus haute altitude sont caractérisés par des espèces d'eaux froides, c'est-à-dire l'omble de fontaine et le touladi (Salvelinus namaycush) qui sont souvent associés au meunier noir et aux ménés du genre Chrosomus. Selon Pope et al. (1985) l'altitude semble donc un meilleur moyen que l'ordre des lacs pour prédire la richesse ichtyenne. Dans les régions de Manwaki et de Sept-Iles, la qualité de l'eau est également liée à l'altitude car tous les lacs sans poissons de haute altitude, sauf un, ont un pH entre 4,6 et 5,3. Dans cette région tous les lacs en dessous de 230 m sont alcalins alors que la plupart des lacs acides sont au-dessus de 330 m. Pope et al. (1985) mentionnent que l'isolement biogéographique est le facteur primaire contrôlant la diversité des communautés ichtyennes dans les régions de Manwaki, de Sept-Iles et de Gagnon.

Par ailleurs, cette étude n'a pas pu mettre en évidence que les communautés ichtyennes soient négativement affectées par l'acidification sur la chaîne alimentaire des invertébrés en raison d'un effort d'échantillonnage insuffisant et, conséquemment, d'un manque de représentativité.

Verreault et Langlois (1984) ont récolté au cours de l'automne 1982 et de l'été 1983 (cf Tableau 1) des données de base sur la population d'omble de fontaine du lac Laflamme. Les résultats concernant la croissance et la fécondité ne présentent pas de différences particulières avec les résultats obtenus pour d'autres populations de la réserve faunique des Laurentides. La mortalité massive de plus de 500 individus survenue au printemps 1981 a provoqué selon Verreault et Langlois (1984) une baisse du nombre d'individus dans les jeunes classes d'âge de la population. L'acidité des eaux (pH minimum = 4,6), l'anoxie à des profondeurs supérieures à 1 m (O_2 < 1,5 mg/L) ainsi que les fortes teneurs en aluminium total (240 µg/L) sont, selon Verreault et Langlois (1984), possiblement à l'origine de cette mortalité. Une étude de la survie des oeufs et des alevins d'omble de fontaine est actuellement en cours au lac Laflamme, ce qui devrait permettre de vérifier si ces conditions observées dans ce lac peuvent influencer la survie des jeunes stades de développement de cette espèce.

Dans le but de caractériser sommairement quelques habitats d'omble chevalier (Salvelinus alpinus) du Québec méridional, Le Jeune et al. (1984) ont procédé au cours de l'été 1983 (cf Tableau 1) à des relevés limnologiques dans 13 lacs répartis dans quatre régions du Québec à savoir: l'Outaouais, les Laurentides, la Gaspésie et la Côte-Nord. Chacun des plans d'eau retenus a fait l'objet de pêches expérimentales ainsi que de caractérisations physico-chimiques. Par ailleurs, l'habitat estival de prédilection de l'omble chevalier (hypolimnion), affiche régulièrement un pH inférieur à celui des couches superficielles (épilimnion). Compte tenu de l'échantillonnage relativement restreint, on ne peut établir une relation de cause à effet entre la présence de l'omble chevalier et l'acidité des milieux lacustres prospectés.

Survie des oeufs et alevins de salmonidés in situ

Au cours de l'année 1981-1982, Leclerc (1982) a procédé à une étude de la mortalité des oeufs d'omble de fontaine au lac Parke, dans la réserve de Portneuf. Au cours de la période à l'étude (automne 1981 - printemps 1982) à peine 1,7% des oeufs implantés à l'aide de boîtes de Whitlock-Vibert dans la petite charge du lac Parke ont survécu jusqu'au 5 mai, contre 9,5% dans la grande décharge du même lac. Leclerc (1982) a pu

établir une relation entre la mortalité instantanée et le pH, à la petite charge du lac Parke (Figure 13) où le pH a diminué assez rapidement à partir du 21 avril pour atteindre une valeur minimale de 4,9 le 30 avril 1982.

L'étude entreprise en 1981-1982, au lac Parke, dans la réserve de Portneuf s'est poursuivie en 1982-1983 dans la région de Charlevoix, plus précisément dans la ZEC des Martres. Ce sont les tributaires des lacs Barley et Robbé qui ont été choisis comme sites expérimentaux, le premier étant donné ses faibles valeurs de pH et d'alcalinité (pH estival: 4,4-4,8; Alc: 0-10 µéq/L) et le second comme groupe témoin (pH estival: 6,7-6,9; Alc: 90-110 µéq/L).

Lors du premier relevé de mortalité des oeufs réalisé le 26 octobre 1982 (jour 35 après la fécondation), on observe à la lumière du tableau 12 que les patrons de mortalité totale sont sensiblement les mêmes en milieux acide et témoin. Il y a en effet plus de différences entre tributaire et émissaire d'un même plan d'eau qu'entre milieu acide et milieu témoin. Selon Leclerc et al. (1984) la mortalité en milieu acide est principalement d'origine abiotique et serait principalement attribuable au pH, auquel pourrait s'ajouter un effet synergique des métaux. Selon ces mêmes auteurs, la mortalité abiotique restante serait d'environ 15% en milieu témoin (pH = 6,8), mais atteindrait 100% en milieu acide (pH = 4,8). La mortalité abiotique débuterait dès les premiers stades de clivage où elle atteindrait 30% des individus à pH = 4,8 et 60% à pH = 4,4. Par la suite, elle serait presque inexistante pendant les stades embryonnés mais atteindrait 100% au moment de l'éclosion à pH = 4,8 (Figure 14).

Devant l'ampleur de la mortalité biotique en milieu témoin, une réimplantation d'oeufs embryonnés a été réalisée dans l'émissaire le 15 décembre 1982 (Tableau 12). À partir de cette date, on peut difficilement, à notre avis, interpréter avec justesse les mortalités observées en milieu acide par rapport au milieu témoin puisque dans ce milieu témoin, des lots d'oeufs ont été introduits à un stade moins vulnérable et ont séjourné auparavant dans des conditions physico-chimiques plus favorables.

En ce qui concerne les concentrations tissulaires, le sodium est au moins deux fois plus abondant en milieu témoin qu'en milieu acide. La concentration en chlorures est semblable dans les deux milieux en octobre (jour 35) mais semble supérieure en milieu acide au moment de l'éclosion (février). Pour le cuivre, on note une concentration plus de dix fois supérieure chez les individus du milieu acide (13,2 par rapport à 1,0 µg/g) au cours du mois de février (jours 135 à 149). Enfin le fer est plus concentré en milieu acide qu'en milieu témoin aux deux dates.

Quant au développement embryonnaire, il a été plus rapide en milieu témoin qu'en milieu acide, mais les individus du milieu acide, moins développés, ont davantage de protéines cytoplasmiques, ce qui signifie selon Leclerc et al. (1984) que les oeufs sont en train de s'acclimater aux conditions environnementales. Une telle hausse des protéines a déjà été notée chez la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) affectée par la pollution organique (Wieser et Hinterleitner, 1980).

La méthode de datation biochimique d'oeufs morts développée dans le cadre de cette étude mérite une attention toute particulière étant donné l'intérêt qu'elle peut représenter dans le contexte d'un réseau de surveillance. Cette dernière méthode appliquée à l'omble de fontaine (Leclerc et al., 1984) permet, à l'aide de la technique de focalisation isoélectrique, d'établir les périodes de mortalité d'oeufs et d'alevins en milieu naturel. Pour ce faire, on a mesuré l'activité enzymatique de la malate déshydrogénase (MDH) et de la quantité de protéines

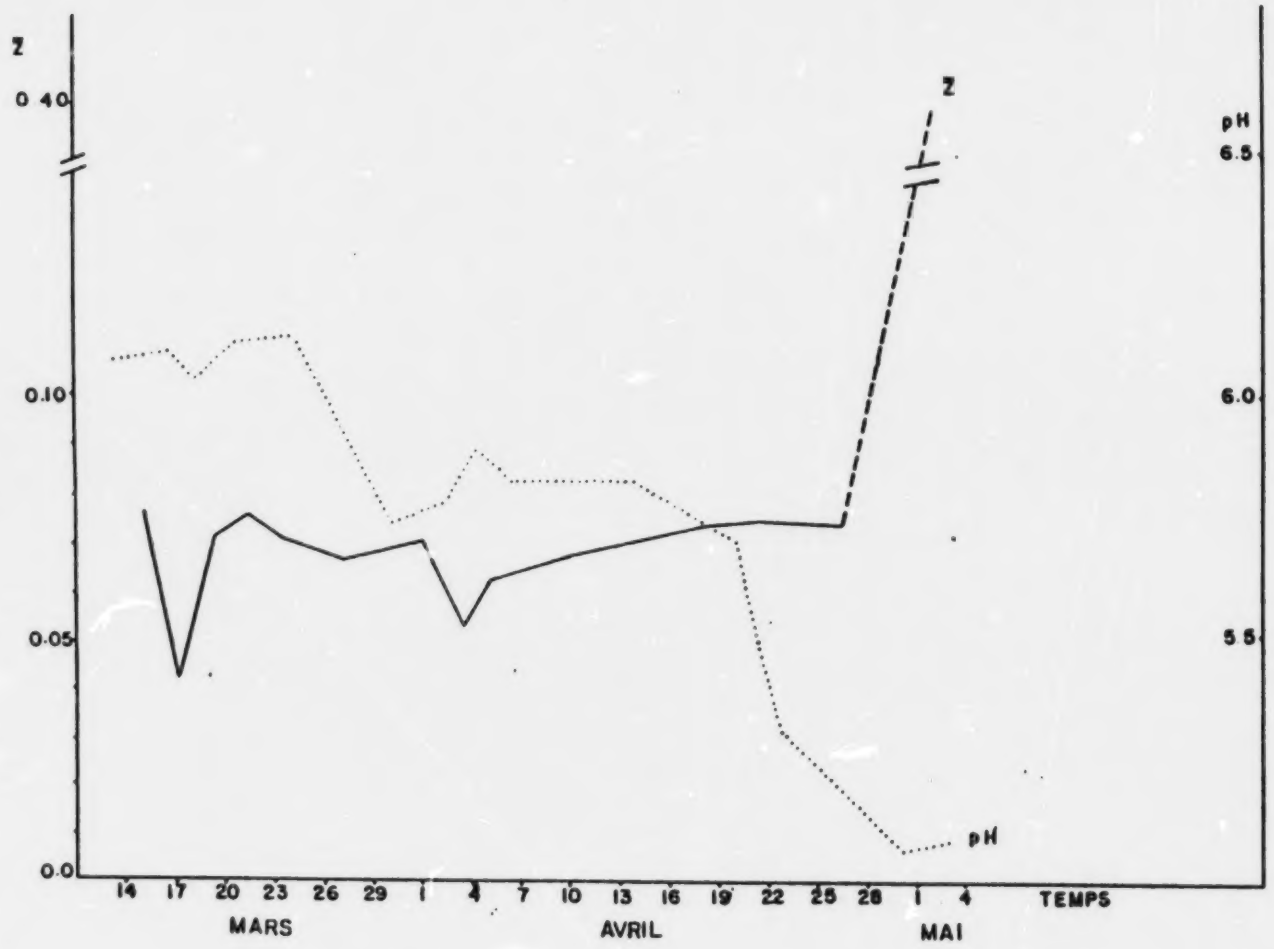


Figure 13. Relation entre le taux instantané de mortalité (Z) et le pH à la petite charge du lac Parke au cours du printemps 1982. (Tiré de Leclerc, 1982).

Tableau 12. Résumé du déroulement des opérations et des résultats obtenus lors des incubations *in situ* réalisées par Leclerc *et al.* (1984).

Date du relevé	Temps de développement (jours)	Mortalité totale (%) *			
		lac acide (Barley)		lac témoin (Robbé)	
		Tributaire	Émissaire	Tributaire	Émissaire
26 oct. 1982	35	60 ± 15	37 ± 12	71 ± 25	35 ± 41
9 déc. 1982	79	expérience abandonnée (gel)	33 ± 12	majorité des oeufs morts (infestation)	majorité des oeufs morts (infestation)
15 déc. 1982	-	-	-	-	réimplantation d'oeufs
3 fév. 1983	135	-	éclosion en cours 79 ± 17	-	éclosion réalisée peu de mortalité
10 fév. 1983	142	-	97 ± 3	-	0
17 fév. 1983	149	-	100	-	0
25 fév. 1983	-	-	-	-	-
15 mai	228	-	-	-	les alevins ont quitté les boîtes d'incubation

* La mortalité est exprimée en moyenne ± écart type calculé pour n = 10.

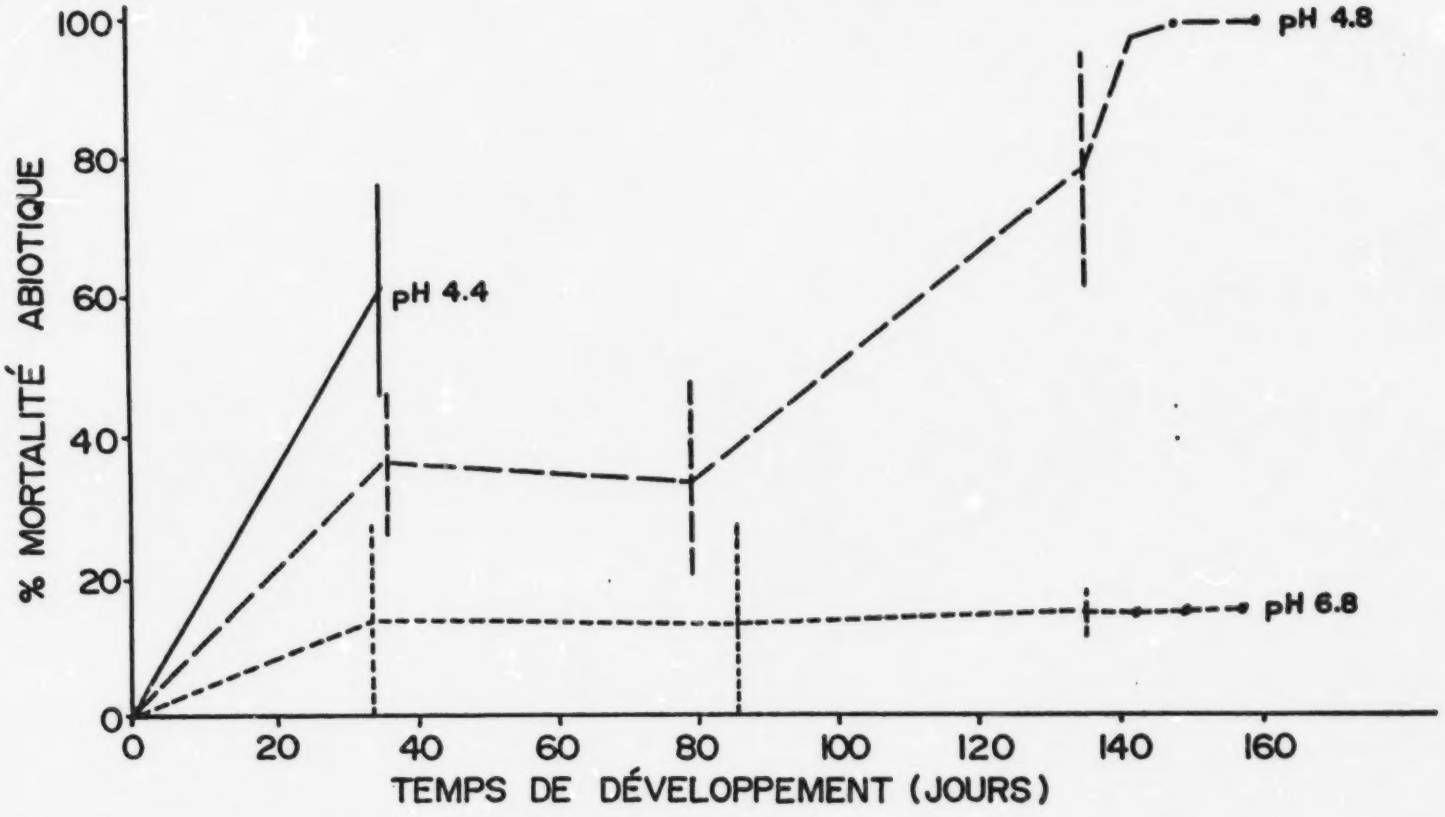


Figure 14. Pourcentage de mortalité abiotique en fonction du nombre de jours de développement dans le tributaire acide (pH 4,4), dans l'émissaire acide (pH 4,8), et dans le milieu témoin (pH 6,8; tributaire et émissaire groupés). (tiré de Leclerc et al., 1984).

totales solubles (PROT). L'évaluation temporelle de ces deux paramètres a permis d'élaborer un modèle de datation biochimique de la mort des oeufs qui, une fois validé en milieu naturel, a été utilisé pour déterminer des périodes de mortalité entre deux dates d'échantillonnage.

Les expériences de laboratoire montrent que la valeur relative de l'activité enzymatique de la MDH décroît avec le temps après la mort chez les oeufs d'omble de fontaine. Au contraire de la MDH, la concentration des protéines totales solubles augmente avec le temps ou se maintient près de son niveau initial (Leclerc et al., 1984). Ces observations permettent de suggérer les règles d'interprétations suivantes concernant les périodes post-mortem:

- s'il y a 65% ou plus de la valeur initiale de log [MDH], alors les oeufs sont morts depuis 15 jours ou moins;

- si le log [PROT] est plus grand que sa valeur initiale, alors les oeufs sont morts durant une période s'échelonnant de 15 à 25-30 jours;

- si le log [MDH] est faible (< 45% de sa valeur initiale) et si le log [PROT] est nettement plus bas que la valeur initiale, alors les oeufs sont morts depuis un temps dépassant 25-30 jours.

Quant au modèle de datation adapté aux oeufs de saumon atlantique par Chagnon (1984), il permet à l'aide de trois enzymes (lactates, malate déshydrogénase, glutamate-oxalacétate transminase) de définir, sur une base statistique, les périodes de mortalité suivantes: moins de 2 jours, entre 2 et 8 jours, entre 11 et 12 jours et entre 14 et 24 jours. Chagnon (1984) mentionne que cette méthode est valable sur une période de 24 jours et qu'elle pourrait être étendue à de plus longues périodes après une étude complémentaire. Une validation du modèle s'avère cependant nécessaire avant son utilisation.

Une étude intégrée des composantes biotiques et abiotiques d'un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins (rivière Cassette), a été réalisée de novembre 1983 à octobre 1984. En éliminant, grâce à un dispositif d'incubation semi-naturel (auges d'incubation), une bonne partie du bruit de fond attribuable à la mortalité d'origine biotique, (principalement attribuable à la prédation et aux champignons) Brouard et Lachance (1986) ont pu faire ressortir que la mortalité d'origine abiotique (principalement attribuable à la qualité physico-chimique de l'eau) se situe à 3% pour toute la période d'incubation (200 jours) (Figure 15). En ce qui concerne la mortalité cumulative totale (biotique et abiotique), elle a été évaluée à 8% chez le groupe témoin. Par ailleurs, Brouard et Lachance (1986) ont démontré que les taux de mortalité ponctuelle, principalement d'origine abiotique, sont corrélés positivement avec les teneurs d'aluminium dissous dans les eaux de surface, et négativement avec les descripteurs associés à la minéralisation des eaux et à la présence de fer. En ce qui concerne la bio-accumulation de l'aluminium et du manganèse si elle n'est pas significative en milieu naturel (< 5 µg/g pour Al et Mn), les expériences complémentaires en laboratoire (voir effets toxiques des métaux chez les salmonidés sous différentes conditions de stress acide) révèlent quant à elles, une accumulation de l'aluminium surtout au stade de post-fertilisation des oeufs lorsqu'ils sont soumis à des conditions légèrement acides en absence de matière organique. À la lumière de ces observations, les conditions physico-chimiques qui ont prévalu, durant la période d'incubation sur les rivières Cassette et des Escoumins, ne sembleraient pas compromettre actuellement le recrutement du saumon atlantique au niveau des portions inférieures des cours d'eau en cause. Cependant, la baisse importante d'alcalinité observée sur la rivière Cassette au cours de

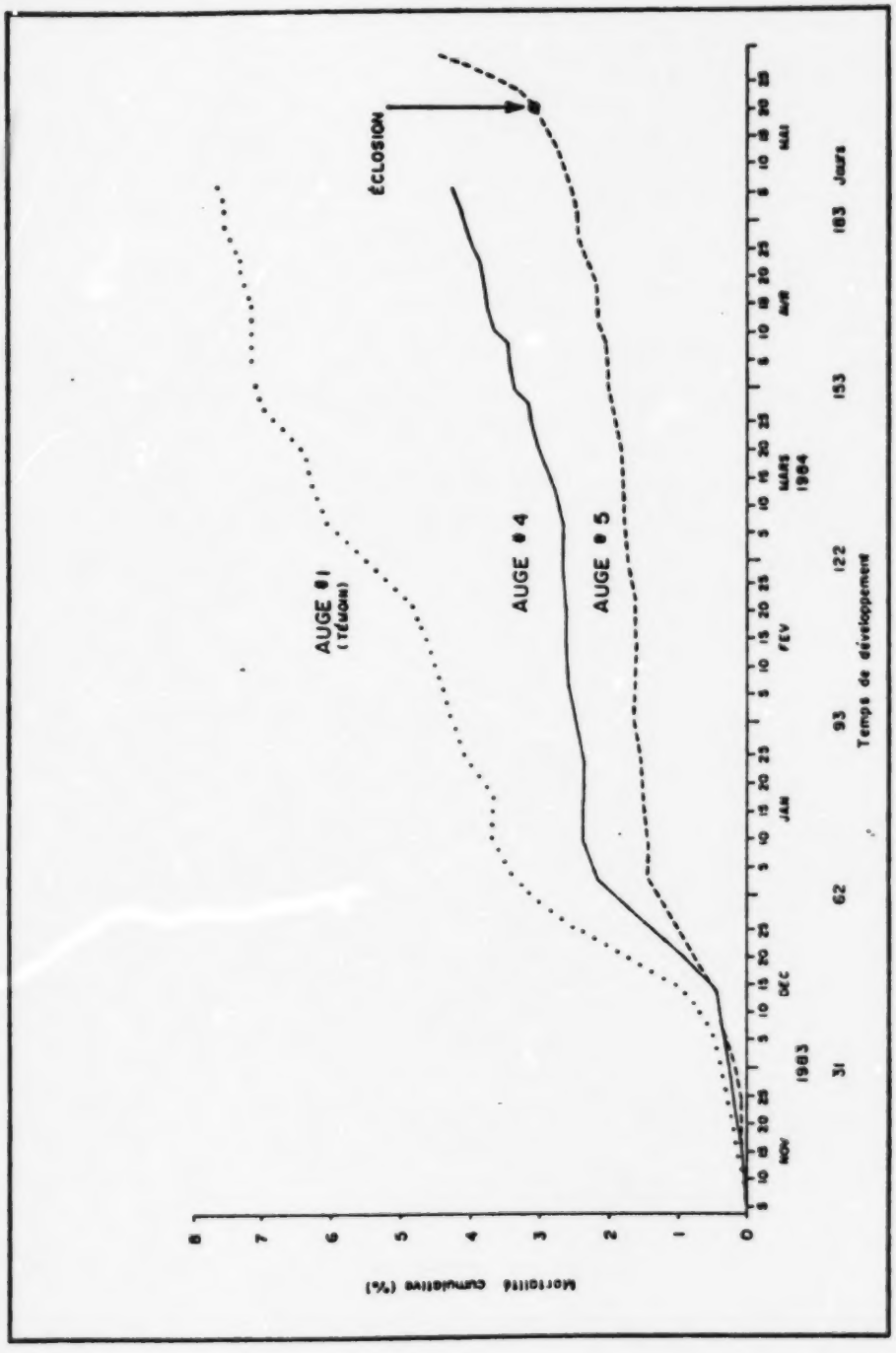


Figure 15. Variation temporelle des taux de mortalité cumulative pour les oeufs de saumons incubés dans les auges de la rivière Cassette. (Tiré de Brouard et Lachance, 1986).

printemps laisse présager une possibilité de baisse importante de pH qui pourrait éventuellement être occasionnée par un ensemble de conditions environnementales printanières plus critiques que celles rencontrées au cours de la période à l'étude.

En résumé, il appert que les résultats obtenus jusqu'à maintenant sont insuffisants pour évaluer si les communautés ichtyennes lacustres sont affectées par le processus d'acidification. Il existe en effet trop peu de données sur le poisson pour documenter la disparition de certaines espèces dans des lacs acides comme il a été observé en Scandinavie, en Nouvelle-Angleterre, en Ontario et en Nouvelle-Écosse. Les lacs québécois affichent toutefois les mêmes tendances en ce qui concerne la baisse de diversité des communautés à pH acide. En milieu fluvial, on a constaté que les conditions physico-chimiques qui prévalent sur les rivières Cassette et des Escoumins (Haute Côte-Nord) n'affectent pas actuellement la survie des oeufs et alevins de saumon atlantique, du moins dans les portions inférieures des cours d'eau en cause. Le bassin de la rivière des Escoumins se situe toutefois, à l'échelle de la Côte-Nord, parmi ceux qui sont les moins sensibles à l'acidification ce qui justifie d'emblée l'extension des bio-essais in situ à d'autres rivières beaucoup plus sensibles de façon à obtenir une image réelle de la situation pour l'ensemble de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent.

Effets toxiques des métaux

Les précipitations acides favorisent une libération des métaux des sols et sous-sols relativement acides vers le milieu aquatique environnant. Les ions métalliques ainsi libérés dans les eaux d'un cours d'eau peuvent atteindre des concentrations toxiques pour les poissons. Cette toxicité varie cependant beaucoup en fonction du pH et des différentes formes ioniques du métal considéré. Parmi les métaux susceptibles d'être mobilisés par le processus d'acidification, l'aluminium est celui dont la concentration dans les cours d'eau acidifiés est la plus potentiellement toxique.

Dans une étude réalisée en laboratoire, Van Coillie et al. (1983) ont évalué la toxicité de l'aluminium chez les salmonidés en simulant les conditions physico-chimiques des eaux du bouclier canadien affectées par les précipitations acides. Ces expérimentations ont été effectuées sur des saumons atlantiques et des ombles de fontaine d'âge 1^+ et 2^+. Les doses létales et sublétales ont été déterminées pour chacune des espèces et certaines réponses physiologiques des poissons ont été enregistrées durant les bio-essais.

Les résultats obtenus démontrent que la toxicité de l'aluminium total pour le saumon atlantique est au moins trois fois plus élevée à pH 4,6 et deux fois plus élevée à pH 5,5 que pour l'omble de fontaine. La dose létale pour le saumon atlantique (concentration létale pour 50% des individus après 7 jours à 10°C) varie entre 100 et 650 µg/L selon les différentes conditions d'expérimentation; celle de l'omble de fontaine varie entre 480 et 945 µg/L dans les mêmes conditions. Les tests de préférence et de détection effectués sur les salmonidés ont démontré que la dose sublétale (concentration efficace entraînant une réponse comportementale chez 50% des individus après 30 minutes à 10°C) varie entre 120 et 1220 µg/L selon les conditions d'expérimentation. En conditions inorganiques, c'est la forme labile de l'aluminium, bioéchangeable et potentiellement toxique, qui est la plus abondante. La présence de matière organique dans les eaux peut toutefois neutraliser en partie l'effet toxique de l'aluminium. Les effets physiologiques sur les poissons se sont manifestés par une bioaccumulation d'aluminium dans les branchies, laquelle entraînerait une augmentation importante de la consommation en oxygène en condition de stress acide. Compte tenu du niveau de toxicité létale et sous-létale de l'aluminium pour les deux espèces

étudiées, les auteurs de l'étude (Van Coillie et al., 1983) suggèrent que la valeur de 100 µg/L d'aluminium total peut constituer une indication normative de la toxicité de ce métal pour les salmonidés dans des eaux inorganiques très douces typiques des cours d'eau du bouclier canadien, bien que la matière organique dans celles-ci soit susceptible d'atténuer cette toxicité.

Par ailleurs, les données recueillies lors de l'étude de mortalité et de bio-accumulation en laboratoire (Brouard et Lachance, 1986) permettent d'établir que l'abaissement des valeurs de pH à près de 5,7 unités, durant une courte période (15 jours), n'influence pas de façon significative le taux de mortalité des oeufs de saumon post-fertilisés et embryonnés. Les différentes conditions d'incubation rencontrées lors de cette expérience indiquent que le processus d'accumulation de l'aluminium dans les oeufs de saumon est assujetti à certains facteurs d'origine abiotique et biotique.

La présence de matière humique atténue le processus d'incorporation de l'aluminium de plus de quatre fois, et ce quelles que soient les concentrations métalliques d'incubation. L'accumulation de l'aluminium est également influencée par la concentration d'exposition. Ainsi, les teneurs de ce métal dans les oeufs seraient proportionnelles à la concentration initialement retrouvée dans le milieu, ce qui pourrait expliquer l'atteinte relativement rapide d'un état d'équilibre et les très faibles variations temporelles de ce paramètre remarquées au cours de l'incubation in situ.

Les trois phases expérimentales réalisées en laboratoire ont permis de mettre en évidence que l'étape du développement embryonnaire exerce une influence sur le processus d'accumulation de l'aluminium. Dosé dans le tissu biologique global, ce métal est préférentiellement accumulé comme suit: oeufs post-fertilisés > oeufs embryonnés > alevins vésiculés, ce qui correspond au gradient obtenu avec le cadmium chez Salmo salar (Rombough et Garside, 1982). Ces auteurs ajoutent également que les teneurs en cadmium dans les alevins de saumon qui viennent d'éclore sont beaucoup plus faibles que celles des oeufs, bien qu'elles soient directement proportionnelles.

Il est donc possible que l'aluminium et le manganèse dosés dans les oeufs étaient liés au chorion et peu à l'embryon. Toutefois, la limite de détection de ces métaux était certainement trop élevée (2 µg/g pour Al, 1 µg/g pour Mn), pour mettre en évidence, si tel était le cas, un phénomène de bio-accumulation chez les alevins vésiculés.

D'autres métaux sont lessivés par les précipitations acides et sont susceptibles d'atteindre des concentrations potentiellement toxiques pour les poissons (manganèse, cadmium). Brouard et Lachance (1985) ont cependant démontré qu'en laboratoire, l'aluminium s'accumule plus rapidement et de façon nettement plus significative que le manganèse dans les oeufs de saumon. La toxicité de ces métaux a été peu étudiée à ce jour et celle des métaux pour d'autres espèces que les salmonidés reste très peu connue autant au Québec qu'ailleurs au Canada.

CONCLUSION

L'analyse des données recueillies des lacs et rivières du Québec a montré que, sur l'ensemble du territoire (région du bouclier canadien au sud du 52e parallèle), les apports atmosphériques acides exercent une influence significative sur la qualité physico-chimique des eaux de surface; cette influence est particulièrement importante au sud-ouest du Québec (Outaouais, Mauricie, Abitibi-Baie-James). Cet effet se fait sentir principalement par un

remplacement dans l'eau des lacs des bicarbonates naturels par les sulfates d'origine atmosphérique.

On constate que la sensibilité à l'acidification, estimée à partir de la minéralisation des eaux de surface, augmente graduellement du sud-ouest vers le nord-est avec un maximum atteint sur la Moyenne et la Basse Côte-Nord. À ce gradient de sensibilité, est superposé un gradient des apports atmosphériques en sulfates dans une direction inverse à celui de la sensibilité. L'examen des rapports alcalinité/sulfates dans les lacs, montre que l'effet combiné de ces deux facteurs se fait sentir, quoiqu'à des degrés divers, sur l'ensemble du territoire québécois. Ainsi les étendues lacustres situées autour des bases de Roberval, Alma, Chute-des-Passes et Manicouagan, malgré une plus faible exposition aux retombées atmosphériques, subissent un effet aussi important sinon plus grand que les lacs des zones situées plus au sud en raison d'une plus grande sensibilité. Plus de 80% des lacs considérés dans cette zone ont un rapport HCO_3^-/SO_4^{-2} inférieur à l'unité. Même la zone correspondant à la Côte-Nord, qui reçoit des apports atmosphériques autour de la valeur cible de 20 kg/ha-an, subit une influence puisque 50% des lacs et 43% des rivières échantillonnées dans cette zone ont un rapport inférieur à l'unité.

Sur l'ensemble des rivières de la Côte-Nord, on observe d'importantes diminutions de pH en période de fonte, le pH de l'eau devenant inférieur à 5,5 sur un grand nombre d'entre elles. Ces rivières sont situées principalement dans la partie est de la Haute Côte-Nord (Trinité et aux Rochers) sur la Moyenne Côte-Nord (Matamec, Pigou, Tortue, aux Graines, à la Chaloupe, Jupitagon) et sur la Basse Côte-Nord (Musquaro, Olomane et du Gros Mécatina). Ces fluctuations saisonnières, combinées avec des teneurs élevées en métaux (concentrations d'aluminium total supérieures à 200 µg) peuvent devenir critiques pour le développement et l'éclosion des oeufs de Salmo salar. Le potentiel toxique de l'aluminium reste cependant à être précisé puisqu'il dépend de sa spéciation chimique locale.

Les études spécifiques réalisées sur les bassins des rivières Cassette et des Escoumins (Haute Côte-Nord) ont permis de suivre le phénomène de fonte et de migration ionique et d'évaluer son importance au niveau du choc printanier. Au cours de cette période, l'aluminium sous forme organique + absorbée s'est avérée être la forme prédominante. Les résultats du bilan hydro-chimique effectué sur le bassin de la rivière Cassette font ressortir un phénomène nouveau. Les concentrations de sulfates relativement élevées que l'on retrouve dans les eaux de surface en période de fonte ne seraient pas dues uniquement à une libération massive des sulfates accumulés dans le stock de neige, mais également à une contribution substantielle des sulfates accumulés dans les sols et la végétation au cours de l'été et de l'automne précédent. L'importance de ce phénomène et ses implications écologiques pour expliquer le choc printanier mériteraient d'être approfondie au cours d'études ultérieures.

Les résultats obtenus lors des inventaires bio-physiques en milieu lacustre montrent une baisse de l'abondance et de la diversité des communautés d'invertébrés (phytoplancton, zooplancton, benthos) en fonction de l'acidité du milieu. Puisqu'il est difficile à ce stade de dissocier les contributions respectives des sources naturelles d'acidité par rapport à celles d'origine atmosphérique, on ne peut pas mesurer avec certitude les répercussions des précipitations acides sur les communautés d'invertébrés lacustres du Québec.

En ce qui concerne la communauté ichtyenne, les inventaires réalisés en milieu lacustre n'ont pas permis de faire ressortir une relation de cause à effet entre les apports

atmosphériques et les diminutions observées dans l'abondance et la diversité des communautés de poissons en milieu acide. Par ailleurs, plusieurs groupes d'invertébrés importants dans le régime alimentaire des poissons continuent à survivre à des densités comparables en milieu acide par rapport aux milieux neutres et alcalins. Il est donc difficile d'expliquer l'absence de poissons dans ces lacs acides par un impact négatif de l'acidification sur la communauté d'invertébrés. A cet égard, les tendances observées peuvent possiblement s'expliquer en grande partie par l'effet d'isolement biogéographique.

En milieu fluvial on a démontré que les conditions physico-chimiques qui prévalent actuellement sur les rivières Cassette (pH min: 6,0) et des Escoumins (pH min: 5,6), n'affectent pas actuellement la survie des oeufs et alevins de saumon atlantique puisque les mortalités observées dans les auges d'incubation, varient de 3% (abiotique) à 8% (biotique et abiotique).

PROSPECTIVE

Le MPO, conformément à son mandat de conservation, de reconstitution et d'aménagement de l'habitat du poisson, a initié en 1981, dans le contexte du programme canadien de l'étude des répercussions du Transport à Grande Distance des Polluants Aéroportés (TGDPA), un vaste programme de recherche sur l'impact des précipitations acides en milieu aquatique. L'objectif principal du MPO est de fournir dans le cadre d'un tel programme toutes les données scientifiques pertinentes à l'élaboration d'un traité transfrontalier (Canada-USA) concernant la limitation des sources de pollutions atmosphériques.

De façon à visualiser l'ajustement de l'énergie déployé par le MPO dans le dossier des pluies acides, nous avons groupé arbitrairement à la figure 16 l'effort monétaire 1981-1985 engagé dans les différents volets d'activités privilégiés par le MPO. Dans le même ordre d'idée, nous présentons une projection sommaire de la répartition future de cet effort pour la période 1986-1990.

Devant les faits établis au Québec sur l'altération chimique des habitats aquatiques des rivières à saumon de la Côte-Nord et des milieux lacustres, principalement dans les régions des Laurentides, de la Mauricie, et de Maniwaki, devant l'identification de risques potentiels élevés pour la survie des organismes aquatiques, particulièrement le saumon atlantique, l'omble de fontaine, le doré jaune, il est apparu nécessaire pour la Division de l'habitat du poisson du ministère des Pêches et des Océans, de prévoir à court et moyen termes l'exécution de mesures de mitigation et d'orienter l'exécution de ces mesures par la mise en opération immédiate (1985) d'un réseau de surveillance écologique d'une part, des rivières à saumon de la Côte-Nord et d'autre part, des milieux lacustres les plus représentatifs de la situation actuelle au Québec.

Dans cet optique on peut comprendre que l'effort principalement mis sur les inventaires durant la période 1981-1985 est maintenant déplacé vers la surveillance écologique des lacs et rivières (Figure 16). Cela signifie que tout en maintenant le suivi physico-chimique saisonnier des milieux aquatiques les plus représentatifs, l'accent sera mis davantage sur l'identification et la validation d'indicateurs biologiques des effets du stress acide actuel et futur. La recherche spécifique in situ et in vitro contribuera encore ici à l'augmentation de la compréhension des relations causes-effets mettant en jeu l'altération chimique des habitats aquatiques versus les réponses létales ou sub-létales des organismes aquatiques exposés. L'aspect "acidité naturelle versus acidité d'origine atmosphérique" demeure également un point principal d'intérêt pour les prochaines années de recherche.

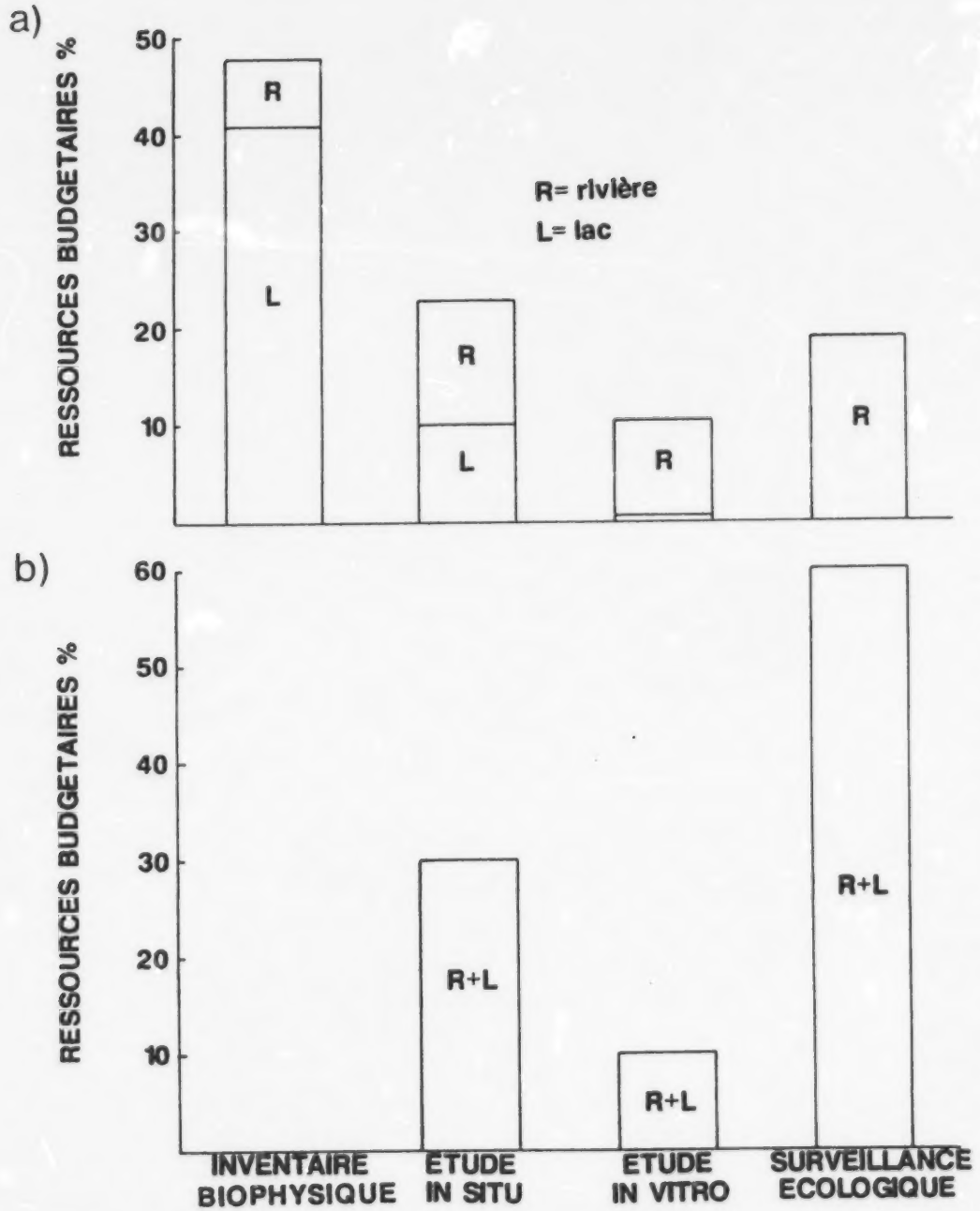


Figure 16. Répartition des ressources budgétaires: a) 1981-1985; b) prévisions pour la période 1985-1990.

RIVIÈRES À SAUMON DE LA CÔTE-NORD

Au cours des années 1985 et 1986 le suivi du développement et du taux de survie des oeufs et alevins vésiculés de saumons a été effectué in situ dans le but de vérifier les dommages réels associables aux conditions physico-chimiques critiques identifiées sur quatre rivières de la Côte-Nord (Laval, Trinité, aux Rochers et McDonald).

Ces travaux seront poursuivis avec l'addition des rivières Jupitagon et Matamec sur la Moyenne Côte-Nord. Tout en s'assurant en période pré-estivale ou automnale la capture de géniteurs, l'effort in situ sera mis particulièrement sur le choc acide printanier correspondant au moment le plus critique pour les jeunes stades de développement. La bioaccumulation de l'aluminium et la teneur en métaux lourds dans les oeufs et alevins vésiculés, la spéciation de l'aluminium dans les eaux de surface et milieux interstitiels représentent les principaux éléments chimiques qui seront privilégiés dans le réseau de surveillance écologique 1986-1990.

La recherche sera également orientée vers l'identification et la validation in situ et in vitro d'indicateurs physiologiques et/ou biochimiques du stress acide ressenti par les juvéniles et saumoneaux résidents dans les milieux actuellement acides sur la Côte-Nord. Tous ces éléments de recherche contribueront à optimiser le rendement scientifique (développement du savoir-faire technique et acquisition de nouvelles connaissances scientifiques) attendu d'un réseau de surveillance écologique.

Parallèlement aux études sur le saumon, le MPO-Québec entend également développer et valider une série d'indicateurs biologiques plus sensibles aux modifications graduelles caractéristiques de l'acidification temporelle des milieux aquatiques. Ces indicateurs pourraient servir d'alerte et seraient utiles à démarrer d'éventuelles mesures de mitigation qui permettraient de minimiser l'impact sur les populations de saumons actuelles. Dans cet optique, l'étude des structures des communautés macrobenthiques et la mesure de l'activité respiratoire des communautés bactériennes et fongiques ont été entreprises en 1984-1985 et devraient s'étendre dans les années à venir à tout le réseau de surveillance écologique de la Côte-Nord. L'objectif à court terme est de former une grille d'impact facile d'utilisation, intégrant les différents niveaux trophiques et mettant en relief les indicateurs de l'altération chimique des habitats aquatiques associables aux baisses de pH (acidophobes-acidophiles) ou à la hausse des métaux toxiques (métaux lourds) dans le milieu. En combinaison avec les indicateurs de stress sub-létaux à développer sur les juvéniles et saumoneaux indigènes, cette approche rehaussera le rendement scientifique attendu du réseau de surveillance écologique en rivière.

MILIEUX LACUSTRES

La détermination de normes adéquates devant conduire à la protection efficace des habitats aquatiques représente pour le MPO le produit final valable attendu de son programme de recherche sur les effets des précipitatons acides. L'identification des statuts chimiques actuels des lacs au Québec, et la détermination subséquente des risques potentiels attendus chez les organismes aquatiques ont représenté (inventaires chimiques 1981-1982) et représenteront (surveillance temporelle 1986-1990) la première étape nécessaire à l'obtention de ces normes. Également conscient de la nécessité de valider les différents statuts chimiques indentifiés, le ministère des Pêches et des Océans a entrepris depuis 1981, l'analyse et le développement d'outils biologiques devant permettre de comparer in situ les réponses des communautés aquatiques aux variations des différents statuts chimiques enregistrés.

Suite à l'interprétation des résultats obtenus des inventaires biologiques 1981-1982, il est apparu nécessaire d'effectuer un ajustement des protocoles et d'orienter l'effort scientifique de la façon suivante: 1) limiter l'échantillonnage chimique et biologique à la période printanière; 2) concentrer l'effort d'échantillonnage temporel en une ou deux zones expérimentales, préférablement en Mauricie et sur la Côte-Nord; 3) concentrer l'acquisition du savoir-faire technique principalement sur la recherche d'indicateurs planctoniques acidophobes-acidophiles et le suivi des oeufs et alevins vésiculés de salmonidés, de percidés et de cyprinidés.

L'étude traditionnelle des structures de populations de poissons exigeant un effort d'échantillonnage exhaustif pourra être effectuée sur un nombre limité de lacs, préalablement sélectionnés comme représentatifs d'un gradient d'acidification régionale. Le lac Laflamme actuellement sert de projet pilote (1985-1986) afin de valider l'utilisation de bio-essais in situ comme indicateurs du stress acide réellement ressenti au printemps chez les alevins vésiculés. La détermination d'indicateurs physiologiques (altération des branchies; teneur en métaux des opercules) sur les stades juvéniles et adultes de salmonidés, percidés et cyprinidés représentera également un point majeur des recherches spécifiques in situ.

REMERCIEMENTS

Nous aimerions exprimer notre reconnaissance à madame Louise Savard du ministère des Pêches et des Océans ainsi qu'à monsieur Jean-Jacques Frenette, biologiste-conseil, pour la révision du manuscrit.

RÉFÉRENCES

Allborn, M.R. et P. Fair. 1981. The effects of low pH on the respiration of Daphnia magna Straus. Hydrobiol. 85: 185-188.

Almer, B.W. Dickson, C. Ekstrom et E. Hornstrom. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. Dans: Sulfur in the environment. Part II. Ecological impacts. Edité par J.O. Nriagu, J. Wiley and Sons Inc., New York, N.-Y. p. 271-311.

Altshuller, A. et G. McBean. 1980. Le transport à grande distance des polluants atmosphériques. Deuxième rapport du groupe consultatif de recherche États-Unis - Canada. Environnement Canada. 46 p.

Baker, J.P. et C.L. Schofield. 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (éds). Ecological impact of acid precipitation, p. 292-293, SNSF project, Sandefjord, Norway.

Bell, H.L. 1971. Effects of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. Water Res. 5: 313-319.

Bobée, B., Y. Grimard, M. Lachance et A. Tessier. 1982. Nature et étendue de l'acidification des lacs du Québec. INRS-Eau, Rapport scientifique no 140. Préparé pour le service de la qualité des eaux du ministère de l'Environnement du Québec. 243 p. + 2 ann.

Brooks, J.L. and S.I. Dodson. 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science 150: 28-35.

Brouard, D. 1984. Échantillonnage périodique de rivières à saumon de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent (1982-1983). Rapport de Gilles Shooner Inc. au ministère des Pêches et des Océans. 22 p. + annexes.

Brouard, D. et M. Lachance. 1985. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: Essai de modélisation sur un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 3: Qualité physico-chimique des eaux de surface et des précipitations. Rapport de Gilles Shooner et Ass. Inc., présenté au ministère des Pêches et des Océans. 80 p. et 9 annexes.

Brouard, D. et M. Lachance. 1986. Effets des précipitations acides sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1452: xiii + 89 p.

Brouard, D., M. Lachance, G. Shooner et R. Van Coillie. 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumon de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1109 F: v + 56 p.

Brouard, D., M. Lachance, C. Langlois. 1983. Qualité physico-chimique printanière des eaux de surface et des précipitations dans le secteur amont de la rivière des Escoumins. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1228: vii + 39 p.

Brouard, D., R. Lalumière et A. Boudreault. 1984. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: Essai de modélisation pour un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 1: Description du bassin expérimental et caractérisation des propriétés édaphiques. Rapport de Gilles Shooner Inc., au ministère des Pêches et des Océans. 53 p. et annexes.

Campbell, P.G.C., R. Bougie et A. Tessier. 1984. Comportement géochimique de l'aluminium dans les eaux de la rivière Cassette (bassin de la rivière des Escoumins) au cours de la fonte printanière 1984. INRS-Eau, rapport scientifique no 174. 38 p.

Canada-États-Unis. 1982. Impact assessment working group 1: Memorandum of intent on transboundary air pollution.

Chagnon, Y.C. 1984. Modèle biochimique de datation de la mortalité d'oeufs de saumon atlantique (Salmo salar). Rapport de Bio-Conseil Inc. au ministère des Pêches et des Océans. 19 p. + 1 annexe.

Ciupka-Luzzi, C. 1983. Résultats d'analyse des échantillons endobenthiques récoltés dans 54 lacs du Québec en 1982. Rapport de Roche et Associés ltée au ministère des Pêches et des Océasn. 14 p. + annexes.

Currie, D.J. et J. Kalff. 1984. A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. Limnol. Oceanogr., 29: 298-310.

Désilets, H. 1984. Inventaire national 1982 - phytoplancton: dénombrements et identification. Rapport du ministère des Pêches et des Océans. 13 p. + annexes.

Dickson, W. 1975. The acidification of swedish lakes. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, Sweden, Report no 54, p. 8-20.

Dillon, P.J., N.P. Yan, W.A. Scheider et N. Conroy. 1977. Acidic lakes in Ontario: Characterization, extent, and responses to base and nutrient additions. Ministry of the Environment of Ontario. 39 p. et 17 fig.

Driscoll, C. T. Jr., J.-P. Baker, J. Bisogni Jr. et C.L. Schofield. 1980. Effect of aluminium speciation on fish dilute acidified waters. Coll. Nature, Vol. 284, 1980.

Dupont, J. et Y. Grimard. 1985. Systematic study of lakewater acidity in Quebec. Symposium international sur les précipitations acides, Muskoka, Ontario, 15-20 septembre.

Eriksson, M.O.G., L. Henrickson, B.I. Nilsson, G. Nyman, H.G. Oscarson, A.E. Stenson et K. Larsson. 1980. Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. Ambio 9: 248-249.

Fiance, S.B. 1978. Effects of pH on the biology and distribution of Ephemerella funeralis (Ephemiroptera). Oikos 31: 332-339.

Grimard, Y. 1984. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitation 1981-1982-1983. Ministère de l'Environnement du Québec, Service de la qualité des eaux. Rapport PA-11. 163 p.

Harvey, H.H., P.J. Dillon, J.R. Kramer, R.C. Pierre et D.M. Whelpdale. 1981. Acidification in the Canadian Aquatic Environment: Scientific Criteria for Assessing the Effects of Acidic Deposition on Aquatic Ecosystems. National Research Council of Canada, Environmental Secretariat, NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. Publ. No NRCC 18475. 369 p.

Hendershot, W.H., H. Lalande et A. Dufresne. 1984. Aluminium speciation and movement in three small watersheds in the southern Laurentians. Water Pollut. Res. J. Canada. 19: 11-26.

Henderson, N.E. 1963. Influence of Light and Temperature on the Reproduction Cycle of the Eastern Brook Trout, Salvelinus fontinalis (Mitchill). J. Fish. Res. Board Can. 20: 859-897.

Henrikson, L., H.G. Oscarson et J.A.E. Stenson. 1980. Does the change of predator system contribute to the biotic development in acidified lakes. Dans: Proc. Int. Conf. Ecological Impact Acid Precipitation, Norway 1980. SNSF project. Édité par D. Drablos and A. Tollan. 316 p.

Lachance, M., D. Brouard, R. Van Coillie et J.-D. Dutil. 1983. Composition chimique des eaux de la rivière Sainte-Marguerite en période de fonte. Water Pollut. Res. J. Canada. 18: 85-102.

Lachance, M., D. Brouard et Y. Vigneault. 1987. Variations physico-chimiques des eaux d'un sous bassin de la rivière des Escoumins durant le dégel printanier. Revue Internationale des Sciences de l'Eau, (soumis pour publication).

Langlois, C., A. Lemay, J. Ouzilleau et Y. Vigneault. 1985. Qualité physico-chimique de 251 lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 1792: viii + 63 p.

Langlois, C., Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance. 1983. Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. no 1233: xii + 129 p.

Leclerc, J. 1982. Étude de la mortalité des oeufs d'omble de fontaine au lac Parke, réserve de Portneuf. Rapport de Bio-Conseil Inc. au ministère des Pêches et des Océans. 39 p. + annexe.

Leclerc, J., Y.C. Chagnon, C. Langlois et P. Dulude. 1984. Influence de l'acidification sur la survie et le développement des oeufs et des alevins vésiculés d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) dans la région de Charlevoix (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. et aquat. 1343: ix + 56 p.

Le Jeune, R., B.P. Harvey et Y. Vigneault. 1984. Prospection sommaire de quelques habitats d'omble chevalier Salvelinus fontinalis (Linné) du Québec méridional. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 1804: viii + 47 p.

Lynch, M. 1980. Predation, enrichment and the evolution of Cladoceran life histories: a theoretical approach. Dans: Evolution and ecology of zooplankton communities (W.C. Kerfoot, éd.). Special Symposium 3. Amer. Soc. Limnol. Ocean., University Press of New England, Hanover. 793 p.

Ménard, Y. 1982. Description du benthos de 35 échantillons du bouclier canadien en 1981 pour Pêches et Océans Canada. Bio-Conseil Inc. 11 p.

Nadeau, A. 1983. Inventaire biologique 1982 des lacs du Québec dans le cadre des études des effets des précipitations acides: résultats ichtyologiques. Rapport du ministère des Pêches et des Océans. 77 p. + annexes.

Nadeau, A., C. Desjardins et Y. Vigneault. 1984. Teneurs en métaux et en ions majeurs des chairs de poissons de trente-deux lacs du Québec. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 1746: vii + 78 p.

Nielsen, P. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. Int. Rev. Geraten Hydrobiologie 65: 177-207.

OME. 1979. Determination of the susceptibility to acidification of poorly buffered surface waters. Ontario Ministry of Environment, Limnology and toxicity section, water Resources Branch, 21 p.

Økland, S. 1969. Distribution and ecology of the freshwater snails (Gastropoda) of Norway. Malacologia 9: 143-151.

Phillips, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review. Environ. Pollut. 13: 281-317.

Pinel-Alloul, B. et G. Codin-Blumer. 1983. Analyse du zooplancton de 54 lacs du Québec; programme sur les précipitations acides, années 1983-84. Rapport du Centre de recherches écologiques de Montréal au ministère des Pêches et des Océans. 35 p.

Pinel-Alloul, B. et G. Codin-Blumer. 1984. Étude comparative de la biologie de deux groupes de lacs dans la région de l'Outaouais: analyse du zooplancton des lacs de la région de Maniwaki en 1983. Rapport du Centre de recherches écologiques de Montréal au ministère des Pêches et des Océans. 25 p.

Pinel-Alloul, B. et G. Méthot. 1985. Évaluation des effets de l'acidification sur les lacs du bouclier canadien: relation entre les caractéristiques morphométriques, physico-chimiques et biologiques de 54 lacs du Québec. Rapport du Centre de recherches écologiques de Montréal au ministère des Pêches et des Océans. 195 p. + annexes.

Pope, G., M.C. Tarissants et R. Fontaine. 1985. Utilisation de modèles trophiques et de la structure des communautés planctoniques pour déterminer les effets de l'acidité et de facteurs environnementaux particuliers sur la chaîne alimentaire dans les lacs du Québec. Volume 2: étude limnologique de 50 lacs du Québec. Rapport du IEC Beak au ministère des Pêches et des Océans.

Power, G., G.F. Pope and B.W. Coad. 1973. Postglacial colonization of the Matamek River (Québec) by fishes. J. Fish. Res. Board Can. 30: 1586-1589.

Raddum, G.G. 1980. Comparison of benthic invertebrates in lakes with different acidity. p. 330-331. Dans: Drablos D. et A. Tollan (éds). Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, SNSF, 383 p.

Raddum, G.G., A. Hobaek, E.R. Lomsland. 1980. Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in South Norway. p. 332-333. Dans: Drablos, D., A. Tollan (éds). Ecological impact of acid precipitation. Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norway, March 11-14., 1980, SNSF. 383 p.

Richard, F. 1983. Inventaire physico-chimique et biologique des lacs du Québec dans le cadre des études sur les effets des précipitations acides: 1. Analyse des résultats de l'inventaire phytoplanctonique. Rapport du ministère des Pêches et des Océans. 58 p. + annexes.

Rombough, P.J. et E.T. Garside. 1982. Cadmium toxicity and accumulation in eggs and alevins of Atlantic salmon Salmo salar. Can. J. Zool. 60: 2006-2014.

Scheider, W.A., D.S. Jeffries & D.J. Dillon. 1979. Effecs of acidic precipitation on precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5: 45-41.

Scruton, D.D. 1983. A survey of headwater lakes in insular Newfoundland, with special reference to acid precipitation. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1195: v + 100 p.

Shilts, W.W. 1981. Sensibilité d ela roche en place aux précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires. Commission géologique du Canada. Étude 81-14. 7 p. + 3 cartes.

SNSF. 1980. Acid precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. Overrein, L.N. H.M. Seip et A. Tollan (éds). Norway, 175 p.

Sprules, W.G. 1975. Factors affecting the structure of limnetic zooplankton communities in central Ontario Lakes. Verh. Int. Verein. Limnol. 19: 635-643.

Van Coillie, R., D. Brouard, M. Lachance et Y. Vigneault. 1982. Effets physico-chimiques des précipitations acides sur quatre rivières à saumons. Eau Québec, 15: 384-393.

Van Coillie, R., D. Brouard, M. Lachance et Y. Vigneault. 1984. Possibilité écotoxicologiques des précipitations acides pour le saumon dans 4 rivières à la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent. Annals Limnol., 20: 215-227.

Van Coillie, R., C. Thellen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault. 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapp. tech. can. sci. halieut. et aquat. 1237: ix + 88 p.

Van Dam, H., G. Suurmond et Cajo J. F. ter Braak. 1981. Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. Hydrobiol., 83: 425-459.

Verreault, G. et C. Langlois. 1984. Étude de la population d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) du lac Laflamme, réserve faunique des Laurentides (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. no 1316F: vii + 61 p.

Voigt, G.K. 1980. Acid precipitation and soil buffering capacity, p. 53-57. Dans: Drablos, D. et A. Tollan (éds). Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Sandefjord, Norway. 383 p.

Walsh, G. et Y. Vigneault. 1986. Analyse de la qualité d el'eau de rivières de la Côte-Nord du golfe Saint-Laurent en relation avec les processus d'acidification. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1540: x + 118 p.

Wieser, W. et S. Hinterleithner. 1980. Serum enzymes in rainbow trout as tools in the diagnosis of water quality. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 188-193.

Zaret, T.M. 1980. Predation and freshwater communities. Yale Univ. Press, New Haven, 187 p.

ANNEXE

Rapports et publications du MPO-Québec

RAPPORTS TECHNIQUES

P1. Brouard, D., M. Lachance, G. Shooner et R. Van Coillie. 1982. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumon de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1109: v + 56 p.

P2. Langlois, C., Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance. 1983. Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1233: xii + 129 p.

P3. Van Coillie, R., C. Theilen, P.G.C. Campbell et Y. Vigneault. 1983. Effets toxiques de l'aluminium chez les salmonidés en relation avec des conditions physico-chimiques acides. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1237: ix + 88 p.

P4. Brouard, D., M. Lachance et C. Langlois. 1983. Qualité physico-chimique printanière des eaux de surface et des précipitations dans le secteur amont de la rivière des Escoumins. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1228: vii + 39 p.

P5. Nadeau, A., C. Desjardins et Y. Vigneault. 1984. Teneurs en métaux et en ions majeurs des chairs de poissons de trente-deux lacs du Québec. Rapp. man. can. sci. halieut. aquat. 1746: vii + 78 p.

P6. Langlois, C., Y. Vigneault, A. Nadeau et A. Ahern. 1984. Préoccupations sur les effets des précipitations acides sur le poisson et son habitat au Québec. Rapp. man. can. sci. halieut. aquat. 1753: v + 19 p.

P7. Leclerc, J., Y.C. Chagnon, C. Langlois et P. Dulude. 1984. Influence de l'acidification sur la survie et le développement des oeufs et des alevins vésiculés d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) dans la région de Charlevoix (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1343: ix + 56 p.

P8. Verreault, G. et C. Langlois. 1984. Étude de la population d'omble de fontaine Salvelinus fontinalis (Mitchill) du lac Laflamme, réserve faunique des Laurentides (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1316: vii + 61 p.

P9. Le Jeune, R., B.P. Harvey et Y. Vigneault. 1984. Prospection sommaire de quelques habitats d'omble chevalier Salvelinus alpinus (Linné) du Québec méridional. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 1804: viii + 47 p.

P10. Langlois, C., A. Lemay, J. Ouellleau et Y. Vigneault. 1985. Qualité physico-chimique de 251 lacs du bouclier canadien (Québec). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 1792: viii + 63 p.

P11. Brouard, D. et M. Lachance. 1986. Effets des précipitations sur un sous-bassin versant de la rivière des Escoumins: réponse hydrochimique et biologique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1452: xiii + 89 p.

P12. Walsh, G. et Y. Vigneault. 1986. Analyse de la qualité de l'eau de rivières de la Côte-Nord du golfe Saint-Laurent en relation avec les processus d'acidification. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1540: x + 118 p.

P13 Ahern, A., S. Cantin et G. Verreault. 1986. Réseau de surveillance écologique des rivières à saumon de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Activités bactériennes et fongiques. Rapp. tech. can. sci. halieut. et aquat. (en préparation).

RAPPORTS INTERNES

R1. Laboratoire de Génie Sanitaire du Québec Inc. 1983. Analyses de sédiments: lacs du Québec. Rapport préparé pour le ministère des Pêches et des Océans, 2 p. + 9 annexes.

R2. Pinel-Alloul, B. et G. Codin-Blumer. 1982. Analyse de 38 échantillons de zooplancton de lacs du Québec. Rapport du Centre de recherches écologiques de Montréal au ministère des Pêches et des Océans. 11 p.

R3. Pinel-Alloul, B. et G. Codin-Blumer. 1983. Analyse du zooplancton de 54 lacs du Québec: programme sur les précipitations acides, années 1983-84. Rapport du Centre de recherches écologiques de Montréal au ministère des Pêches et des Océans. 35 p.

R4. Pinel-Alloul, B. et G. Codin-Blumer. 1984. Etude comparative de la biologie de deux groupes de lacs dans la région de l'Outaouais: analyse du zooplancton des lacs de la région de Maniwaki en 1983. Rapport du Centre de recherches écologiques de Montréal au ministère des Pêches et des Océans. 25 p.

R5. Clupka-Luzzi, C. 1983. Résultats d'analyse des échantillons endobenthiques récoltés dans 54 lacs du Québec en 1982. Rapport de Roche et associés Ltée au ministère des Pêches et des Océans. 14 p. + annexes.

R6. Richard, F. 1983. Inventaire physico-chimique et biologique des lacs du Québec dans le cadre des études sur les effets des précipitations acides: 1. Analyse des résultats de l'inventaire phytoplanctonique. Rapport du ministère des Pêches et des Océans. 58 p. + annexes.

R7. Richard, F. 1983. Inventaire physico-chimique et biologique des lacs du Québec dans le cadre des études sur les effets des précipitations acides: 2. Résultats bruts de l'inventaire phytoplanctonique. Rapport du ministère des Pêches et des Océans.

R8. Nadeau, A. 1983. Inventaire biologique 1982 des lacs du Québec dans le cadre des études des effets des précipitations acides: résultats ichtyologiques. Rapport du ministère des Pêches et des Océans. 77 p. + annexes.

R9. Désilets, H. 1984. Inventaire national 1982 - phytoplancton: dénombrements et identification. Rapport du ministère des Pêches et des Océans. 13 p. + annexes.

R10. Désilets, H. 1984. Étude comparative de la biologie de 2 groupes de lacs de la région de l'Outaouais: phytoplancton. Rapport du ministère des Pêches et des Océans. 9 p. + annexes.

R11. Chagnon, Y.C. 1984. Modèle biochimique de datation de la mortalité d'oeufs de saumon atlantique (Salmo salar). Rapport de Bio-Conseil inc. au ministère des Pêches et des Océans. 19 p. + annexe.

R12. Brouard, D. 1984. Échantillonnage périodique de rivières à saumon de la Côte-Nord du fleuve Saint-Laurent (1982-1983). Rapport de Gilles Shooner inc. au ministère des Pêches et des Océans. 22 p. + annexes.

R13. Campbell, P.G.C., R. Bougie et A. Tessier. 1984. Comportement géochimique de l'aluminium dans les eaux de la rivière Cassette (bassin de la rivière des Escoumins) au cours de la fonte printanière 1984. INRS-Eau, rapport scientifique no 174. 38 p.

R14. Pope, G., M.C. Tarissants et R. Fontaine. 1985. Utilisation de modèles trophiques et de la structure des communautés planctoniques pour déterminer les effets de l'acidité et de facteurs environnementaux particuliers sur la chaîne alimentaire dans les lacs du Québec. Volume 1: revue de la documentation scientifique. Rapport de IEC Beak au ministère des Pêches et des Océans.

R15. Pope, G., M.C. Tarissants et R. Fontaine. 1985. Utilisation de modèles trophiques et de la structure des communautés planctoniques pour déterminer les effets de l'acidité et de facteurs environnementaux particuliers sur la chaîne alimentaire dans les lacs du Québec. Volume 2: étude limnologique de 50 lacs du Québec. Rapport de IEC Beak au ministère des Pêches et des Océans.

R16. Pinel-Alloul, B. et G. Méthot. 1985. Évaluation des effets de l'acidification sur les lacs du bouclier canadien: relation entre les caractéristiques morphométriques, physico-chimiques et biologiques de 54 lacs du Québec. Rapport du Centre de recherches écologiques de Montréal au ministère des Pêches et des Océans. 195 p. + annexes.

R17. Brouard, D., R. Lalumière et A. Boudreault. 1984. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: essai de modélisation pour un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 1: description du bassin expérimental et caractérisation des propriétés édaphiques. Rapport de Gilles Shooner inc. au ministère des Pêches et des Océans. 53 p. + annexes.

R18. Brouard, D., Y. Roy, C. Thellen et D. Dussault. 1985. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: essai de modélisation pour un bassin versant de la Côte-

Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 2: évaluation écotoxicologique. Rapport de Gilles Shooner et Ass. inc. au ministère des Pêches et des Océans. 61 p. + annexe.

R19. Brouard, D. et M. Lachance. 1985. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: essai de modélisation pour un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport sectoriel 3: qualité physico-chimique des eaux de surface et des précipitations. Rapport de Gilles Shooner et Ass. inc. au ministère des Pêches et des Océans. 80 p. + 9 annexes.

R20. Brouard, D. et M. Lachance. 1985. Les précipitations acides et la survie du saumon atlantique: essai de modélisation pour un bassin versant de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Rapport-synthèse de Gilles Shooner et Ass. inc. au ministère des Pêches et des Océans. 106 p. + 16 annexes.

R21. Leclerc, J. 1982. Étude de la mortalité des oeufs d'omble de fontaine au lac Parke, réserve de Portneuf. Rapport de Bio-Conseil inc. au ministère des Pêches et des Océans. 39 p. + annexe.

R22. Ménard, Y. 1982. Description du benthos de 35 échantillons du bouclier canadien en 1981 pour Pêches et Océans. Bio-Conseil inc., 11 p.

R23. Labrecque, A. 1986. Réseau de surveillance écologique des rivières à saumons de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec): Suivi du développement et de la survie des oeufs et alevins de saumons atlantiques (Salmo salar). Rapport préliminaire présenté au ministère des Pêches et des Océans. 55 p. + annexes.